

Utajärven Viinivaaran alueen järvien rehevyys ja pohjavesivaikuttaisuus

Veera Wiman

Pro gradu -tutkielma 791619S

Maantieteen tutkinto-ohjelma

Oulun yliopisto

3.12.2021

Yksikkö: Maantieteen tutkimusyksikkö		Pääaine: Maantiede	
Tekijä (Sukunimi ja etunimet, myös entinen sukunimi): Wiman Veera Kaarina Sofia		Opiskelija-numero: 2554091	Tutkielman sivumäärä: 105 + XXXVI liit.
Tutkielman nimi (suomeksi; muun kielinen nimi ilmoitetaan vain jos se on tutkielman kieli): Utajärven Viinivaaran alueen järvien rehevyys ja pohjavesivaikuteisuus			
Asiasanat: rehevöityminen, pintavesi, pohjavesi, ravinnekuormitus, veden stabiilit isotoopit			
Tiivistelmä (kirjoitetaan vapaamuotoisesti, selväsanaisesti ja lyhyin lauserakentein, ks. ohje seuraavalla sivulla):			
<p>Vesistöalueiden rehevöityminen on merkittävä uhka ihmistoiminnan vaikutuspiirissä olevilla alueilla. Rehevöityminen uhkaa vesistöjä, mutta vaarassa ovat myös vesistöistä riippuvaiset ekosysteemit. Vesistöjä kuormittavat tekijät voivat olla ulkoisia ja sisäisiä, ja Suomessa yksi suurimmista vesistökuormittajista on metsätalouden aiheuttama ulkoinen hajakuormitus. Rehevöitymistä aiheuttavia tekijöitä on hyvä pyrkiä kartoittamaan ja rajoittamaan, jotta monipuoliset vesiekosysteemit säilyisivät.</p> <p>Tutkielman tavoitteena oli selvittää Viinivaaran alueen neljän järven, Iso Olvasjärven, Marttisjärven, Iso-Timosen ja Pikku-Timosen, rehevyyttä ja pohjavesivaikuteisuutta. Erityisesti tavoitteena oli selvittää, voiko alueen pohjavesillä olla vaikutusta järvien rehevyyteen. Aineistoa kerättiin alueella kolmessa näytteenottojaksossa kesällä 2021. Tutkimusalueen järvistä, järvien uomista sekä pohjavesipisteistä, kuten alueen lähteistä ja pohjavesiputkista otettiin vesinäytteitä järvi- ja huokosvedestä, sedimenttinäytteitä ja virtaamamittauksia. Vesinäytteistä analysoitiin veden stabiileja isotooppeja happea (¹⁸O) ja vetyä (²H). Aineistona on hyödynnetty myös ympäristöviranomaisten ylläpitämiä tietokantoja. Kerättyjen näytteiden analysointi on suoritettu akkreditoiduissa laboratorioissa. Isotooppinäytteet analysoitiin Oulun yliopiston laboratoriossa Picarro L2120-i analyysointilaitteella. Järvien ulkoisia kuormitusmääriä tulkittiin laskennallisesti virtaamamittausten ja pitoisuusanalyysien avulla.</p> <p>Tutkielman tulokset kertovat kokonaisuudessaan järvien rehevyydestä ja sen voimakkuudesta. Järvien tulouomista oli paikannettavissa muutamia ulkoista kuormaa aiheuttavia oja. Järvien ulkoisen kuorman lähteet ovat pääasiassa peräisin tutkimusalueen metsätalousvaltaisista maankäyttömuodoista. Paikoittaisen ulkoisen kuormituksen lisäksi järvien sedimenttitulokset viittasivat järvien olevan sisäisesti kuormittuneita. Sisäinen kuormitus on todennäköisesti seurausta 1970-luvulla alkaneista ojituksista ja niiden aiheuttamasta pitkäaikaisesta ja voimakkaasta ulkoisesta kuormituksesta. Viitteitä sisäisestä kuormituksesta löydettiin kaikista tutkituista järvistä. Kaikki järvet osoittivat hyvin voimakasta pohjavesiriippuvuutta, sillä järvien vesitaseiden tulovirtaamasta merkittävä osa (87–98 %) oli peräisin alueen pohjavesistä. Tuloksista ei ollut kuitenkaan tulkittavissa, että juuri pohjavesialueet olisivat aiheuttaneet järvien rehevöitymisen, sillä pohjavesipisteiden mittaustulokset eivät viitanneet selkeään rehevyyteen.</p>			
Muita tietoja:	Pro gradu -tutkielma tehty osana <i>Selvitys Viinivaaran itäpuolen järvien rehevöitymisen syistä ja alkuperästä</i> -hanketta		
Päiväys:	29.11.2021		

Sisältö

Lyhenteet.....	6
1 Johdanto.....	8
2 Veden kierto.....	10
2.1 Pohjavesien hydrologia.....	11
2.1.1 Pohjaveden muodostuminen ja purkautuminen.....	13
2.1.3 Ihmistoiminnan uhat pohjavesille.....	14
2.1.5 Pohjavesien yhteys pintavesiin.....	15
2.2 Suomen järvet ja pienvedet.....	16
2.2.1 Järvien abioottiset ja bioottiset prosessit.....	18
2.2.2 Järvien sedimentit.....	19
2.3 Vesistöjen vedenlaadun parametrit.....	21
2.3.1 Lämpötila ja happi.....	21
2.3.2 Sähkönjohtavuus ja redoxpotentiaali.....	23
2.3.3 Happamuus.....	24
2.3.4 Fosforin ja typen fraktiot.....	24
2.3.5 Piidioksidi (SiO_2).....	28
2.3.6 Hiilen kokonaismäärä.....	28
2.4 Vesistöjen vedenlaatu.....	29
2.4.1 Pohjaveden laatuun vaikuttavat tekijät.....	29
2.4.2 Pohjavesien laatuluokittelu Suomessa.....	30
2.4.3 Järvien kuormitus.....	31
2.4.4 Metsätalouden ja soiden ennallistamistoimien vaikutukset.....	33
2.4.5 Järvien kunnostustoimenpiteet.....	34
2.4.6 Pintavesien laatuluokittelu Suomessa.....	35
2.4 Isotooppihydrologia.....	35
2.4.1 Veden stabiilit isotoopit.....	35
2.4.2 Hapen ja vedyn isotooppikoostumusten määrittely.....	37
2.4.3 Isotooppien G-indeksi.....	38
3 Tutkimusalue.....	40
3.1 Viinivaaran alue.....	40
3.2 Viinivaaran geologia, ekologia ja maankäyttömuodot.....	40
3.3 Tutkimusalueen järvet.....	44

3.3.1 Iso-Timonen	44
3.3.2 Marttisjärvi	45
3.3.3 Iso Olvasjärvi	46
3.3.4 Pikku-Timonen	48
3.4 Alueen lähteet ja pohjavedet	49
3.5 Tutkimusalueella tehdyt ennallistamistoimet	52
4 Tutkimusaineisto ja -menetelmät	52
4.1 Pohjaveden purkupisteiden kartoitus	52
4.2 Vesinäytteenotto	53
4.3 Isotooppinäytteenotto ja huokosvesinäytteenotto	58
4.4 Sedimenttinäytteenotto	58
4.5 Virtaamamittaukset	59
4.6 Isotooppien pipetoinnit ja suhteiden analysointi	60
5 Tulokset	61
6 Tulosten tarkastelu	70
6.1 Iso-Timosen vedenlaatu	71
6.2 Marttisjärven vedenlaatu	73
6.3 Iso Olvasjärven vedenlaatu	76
6.4 Pikku-Timosen vedenlaatu	80
6.5 Järvien isotooppikoostumukset	81
6.6 Järvien sedimenttien pitoisuudet	85
6.7 Virhelähteet	88
7 Yhteenveto ja johtopäätökset	89
Kiitokset	91
Kirjallisuus	93

LIITTEET:

- Liite 1. Iso-Timosen (I-T) vesinäytetulosten keskiarvot kesä-heinäkuussa 2021
- Liite 2. Marttisjärven (MJ) vesinäytetulosten keskiarvot kesä-heinäkuussa 2021
- Liite 3. Iso Olvasjärven (I-O) vesinäytetulosten keskiarvot kesä-heinäkuussa 2021
- Liite 4. Pikku-Timosen (P-T) vesinäytetulosten keskiarvot kesä-heinäkuussa 2021
- Liite 5. Järvien vesinäytetulokset huhtikuulta 2021
- Liite 6. Pohjavesipisteiden näytteiden keskiarvot kesä-heinäkuulta 2021
- Liite 7. Järvien kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet (µg/l) kesäkuussa 2021
- Liite 8. Järvien kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet (µg/l) heinäkuussa 2021
- Liite 9. Järvien kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet kesä-heinäkuussa 2021

- Liite 10A. Iso Olvasjärven sinilevähavainto heinäkuussa 2021
- Liite 10B. Iso Olvasjärven sinilevähavainnot heinäkuussa 2021
- Liite 11. Sedimenttinäytteiden pitoisuudet kesä-heinäkuussa 2021
- Liite 12. Sedimenttien ruoppausmassojen läjityskelpoisuudessa hyödynnettävät haitta-
aineidenpitoisuustasot
- Liite 13. Viinivaaran alueen kallioperä
- Liite 14. Viinivaaran pohjavesialueen maankäyttömuodot eriteltynä hehtaareissa
- Liite 15. Iso Olvasjärven ja järven uomien pH vuonna 2021
- Liite 16. Nitraatti- ja nitriittityypipitoisuudet ($\mu\text{g/l}$) tutkimusjärvissä kesä-heinäkuussa 2021
- Liite 17. Nitraatti- ja nitriittityypipitoisuudet ($\mu\text{g/l}$) pohjavesipisteissä kesä-heinäkuussa 2021
- Liite 18. Kiiskiojan hakkuut vuosina 2010–2015
- Liite 19. Pikku-Timosen rannan kasvillisuutta kesällä 2021
- Liite 20. Pikku-Timosen umpeenkasvanut lähtöuoma kesällä 2021
- Liite 21. Arvio Iso-Timosen vesitaseesta heinäkuussa 2021
- Liite 22. Arvio Marttisjärven vesitaseesta heinäkuussa 2021
- Liite 23. Arvio Iso Olvasjärven vesitaseesta heinäkuussa 2021
- Liite 24. Arvio Pikku-Timosen vesitaseesta heinäkuussa 2021
- Liite 25. Marttisjärven vedenlaatusurannat vuosina 1976–2020
- Liite 26. Pikku-Timosen vedenlaatusurannat vuosina 1978–2003
- Liite 27. Järvipisteiden näytetulokset kesäkuulta 2021
- Liite 28. Järvipisteiden näytetulokset kesäkuulta 2021
- Liite 29. Uomien näytetulokset kesäkuulta 2021
- Liite 30. Uomien näytetulokset kesäkuulta 2021
- Liite 31. Pohjavesipisteiden näytetulokset kesäkuulta 2021
- Liite 32. Järvipisteiden näytetulokset heinäkuulta 2021
- Liite 33. Järvipisteiden näytetulokset heinäkuulta 2021
- Liite 34. Uomien näytetulokset heinäkuulta 2021
- Liite 35. Uomien näytetulokset heinäkuulta 2021
- Liite 36. Pohjavesipisteiden näytetulokset heinäkuulta 2021

Lyhenteet

A	Pinta-ala
DIC	Liennut epäorgaaninen hiili (engl. <i>dissolved inorganic carbon</i>)
DOC	Liennut orgaaninen hiili (engl. <i>dissolved organic carbon</i>)
E	Kokonaishaihdunta
EC	Sähkönjohtavuus (engl. <i>electric conductivity</i>)
GMWL	Gloaali meteoristen vesien suora (engl. <i>Global Meteoric Water Line</i>)
H	Huokoisuus
Huok	Tutkimusjärven huokosvedestä otettu näyte
I-O	Iso Olvasjärvi
I-T	Iso-Timonen
Ka	Kuiva-aine
Kaiv	Tutkimusalueella kiinteistön vedenotto-kaivosta otettu näyte
KJ	Keskeltä tutkimusjärveä otettu vesinäyte
Kok. N	Kokonaistyyppi
Kok. P	Kokonaisfosfori
LMWL	Alueellinen meteoristen vesien suora (engl. <i>Local Meteoric Water Line</i>)
Lah	Tutkimusjärveltä otettu vesinäyte
Lähd	Tutkimusalueen lähteestä otettu vesinäyte
MJ	Marttisjärvi
mpy	Korkeus merenpinnan yläpuolella metreissä
MWL	Meteoristen vesien suora (engl. <i>Meteoric Water Line</i>)
N	Tyyppi
NH ₄ ⁺	Ammoniumtyppi
NO ₂ ⁻	Nitriittityppi
NO ₃ ⁻	Nitraattityppi
Oja	Tutkimusalueella ojavedestä otettu vesinäyte
P	Fosfori
PIC	Partikkelimainen epäorgaaninen hiili (engl. <i>particulate inorganic carbon</i> ,)
Por	Tutkimusalueella pohjavesiputkesta otettu vesinäyte
PO ₄ ³⁻	Fosfaattifosfori
POC	Partikkelimainen orgaaninen hiili (engl. <i>particulate organic carbon</i>)
P-T	Pikku-Timonen
Q	Valunta

S	Sadanta
Sed	Järven pohjasedimentistä otettu näyte
SMOW	Merivesien isotooppistandardi (engl. <i>Standard Mean Ocean Water</i>)
ΔS	Alueelle varastoituneen veden määrän muutos
TIC	Epäorgaaninen kokonaishiili (engl. <i>total inorganic carbon</i>)
TOC	Orgaaninen kokonaishiili (engl. <i>total organic carbon</i>)
V	Tilavuus
V_b	Massan kokonaistilavuus
VEMALA	Suomen ympäristökeskuksen vedenlaadun mallinnustyökalu
V_p	Massan huokostila
VSMOW	<i>Vienna Standard Mean Ocean Water</i>
δ -arvo	Isotoopin delta-arvo suhteessa referenssiarvoon
^2H	Vedyn stabiili isotooppi
^{18}O	Hapen stabiili isotooppi

1 Johdanto

Suomalaiseen luontoon ja luontokäsitykseen liittyvät oleellisesti monipuoliset vesivarat. Vesivarat koostuvat Suomessa pääasiassa pinta- ja pohjavesistä, joista etenkin pohjavedet ovat yhteiskunnan aktiivisessa käytössä talousvetenä (Britschgi ym. 2018). Pohjavedet ovat erityisen tärkeitä yhteiskunnille siksi, että ne ovat keskimäärin varsin puhtaita, helposti hyödynnettävissä ja uusiutuvia (Britschgi ym. 2009; Lerner & Harris 2009; Leppäranta ym. 2017). Pohjavesien lisäksi Suomen järvet ovat yhteiskunnalle tärkeitä monesta näkökulmasta tarkasteltuna. Ne tarjoavat monia ekosysteemipalveluita ihmisille aina elinkeinoista ja raaka-aineista virkistytymiseen ja hyvinvointiin. Tämän lisäksi erilaiset vesiekosysteemit ylläpitävät luonnon monimuotoisuutta ja lajirikkautta (Burkhard & Maes 2017).

Juuri yhteiskunnallisen ja ympäristöllisen merkittävyyden vuoksi Suomen vesistöjen suojelu ja hyvän kunnon ylläpito on äärimmäisen tärkeää. Muun muassa Suomen pohjavesiin kohdistuu merkittäviä ihmistoiminnasta lähtöisin olevia uhkia, jotka voivat vaarantaa vesistön laatua (Britschgi ym. 2009). Myös ilmastonmuutos lisää pohjavesiin kohdistuvia uhkia, kun veden hydrologinen kierto vaihtelevien ilmasto-olojen vuoksi muuttuu (Kumar 2012). Pohjavedet puolestaan ovat usein yhteydessä pintavesiin, joihin pohjavesien ainepitoisuudet voivat edelleen vesien välisessä vuorovaikutuksessa kulkeutua (Winter ym. 1998; Isokangas ym. 2015). Pohjavesiin kohdistuvien uhkien lisäksi, myös pintavedet voivat olla herkkiä erilaisille kuormituslähteille. Kuormitusta voi tulla järveen sen ulkopuolelta ulkoisena kuormituksena tai sisäpuolelta järven pohjasedimenteistä, jolloin kyseessä on järven sisäinen kuormitus (Eloranta 2005).

Järvien kuormitukseen ja sen suuruuteen vaikuttavat monet eri tekijät, kuten ympäristömuuttujat ja ihmistoiminta. Kuormitusta ja sen laatua on mahdollista tarkastella erilaisten vedenlaadun parametrien avulla, jotka usein myös kertovat kuormituksen alkuperästä. Näistä yleisimpiä tarkasteltavia parametreja ovat erilaiset kasvira-vinteet, kuten fosfori, typpi ja niiden fraktiot (Särkkä 1996; Carpenter ym. 1998; Oravainen 1999). Vastaavasti myös fysikaaliset suureet, kuten lämpötila ja happipitoisuus vedessä kertovat järven tilasta ja muun muassa perustuotannon eli fotosynteesin voimakkuudesta ja eliöiden elinvoimaisuudesta (Särkkä 1996). Lisäksi järvien sedimentit kertovat järven ainetaseesta ja siinä tapahtuvista muutoksista sekä mahdollisesta sisäisestä kuormituksesta (Seppänen 1984).

Järvet ja niistä muodostuvat vesistökokonaisuudet ovat monimuotoisia ekosysteemikokonaisuuksia, joihin vaikuttavat lukuisat erilaiset ulkoiset ja sisäiset prosessit (Kuusisto & Seppänen 1986; Qin ym. 2012). Monimuotoisuuden vuoksi on tärkeää pyrkiä ymmärtämään järviä sekä vesiyksikköinä että osina laajempia vesistökokonaisuuksia, kuten

valuma-alueita tai järviketjuja. Hahmottamalla ja tulkitsemalla näitä luonnossa tapahtuvia ilmiöitä tapahtumaketjuina, jotka vaikuttavat sekä yksittäisiin järviin, että myös kokonaisiin järviketjuihin, on mahdollista edelleen kohdentaa ja parantaa järviin ja muihin vesistöalueisiin liittyvää kunnostus- ja suojelutoimintaa vastaamaan paremmin niiden tarpeita (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005; Lehtoranta 2005; Schindler 2006).

Tässä pro gradu -tutkielmassa selvitetään Viinivaaran alueen neljän järven rehevyyttä ja pohjavesivaikutteisuutta. Tutkimusalue sijoittuu Utajärven kunnan ja Pudasjärven kaupungin rajalle Pohjois-Pohjanmaan maakuntaan. Alue on luonnoltaan varsin monipuolista, ja siellä esiintyy lukuisia erilaisia luontotyyppejä, kuten järviä, puroja, harjuja, soita ja metsiä, jotka vaikuttavat toisiinsa (Heikkilä ym. 2001: 5). Tutkimuksen kohteena ovat alueen järvistä Iso Olvasjärvi, Marttisjärvi, Iso-Timonen ja Pikku-Timonen. Järvistä Pikku-Timonen on ekologiselta laatuluokituksestaan hyväkuntoinen, Marttisjärvi tyydyttävä ja Iso Olvasjärvi sekä Iso-Timonen välttäviä (Suomen ympäristökeskus 2021a).

Tutkielmassa järvien rehevyyttä tulkitaan erilaisten vedenlaatua kuvaavien parametrien, hydrologisten suureiden sekä isotooppihydrologiaan liittyvien viimeaikaisempien tutkimusmenetelmien avulla, sekä kartoitetaan järvien merkittävimmät tulouomat, ja niiden mukana tulevat ravinnekuormat. Tulouomien ravinnekuormia tarkastelemalla arvioidaan alueen maankäyttömuotojen aiheuttamaa kuormaa järviin. Isotooppihydrologian menetelmissä hyödynnetään veden stabiileja isotooppeja vetyä (^2H) ja happea (^{18}O), sekä isotooppien G-indeksiä, jonka avulla on mahdollista tulkita järvien pohjavesivaikutteisuutta prosentuaalisesti osana järvien vesitasetta (Isokangas ym. 2015; Isokangas 2018). Monipuolisten menetelmien tavoitteena on muodostaa kattava kokonaiskuva alueen järvien tilasta ja siihen johtaneista syistä. Työn pohjalta on mahdollista myös suunnitella alueeseen kohdistuvia toimia tulevaisuudessa kestävämmiksi ja järvien tilaa paremmin ylläpitäviksi.

Työn tutkimuskysymykset ovat seuraavat:

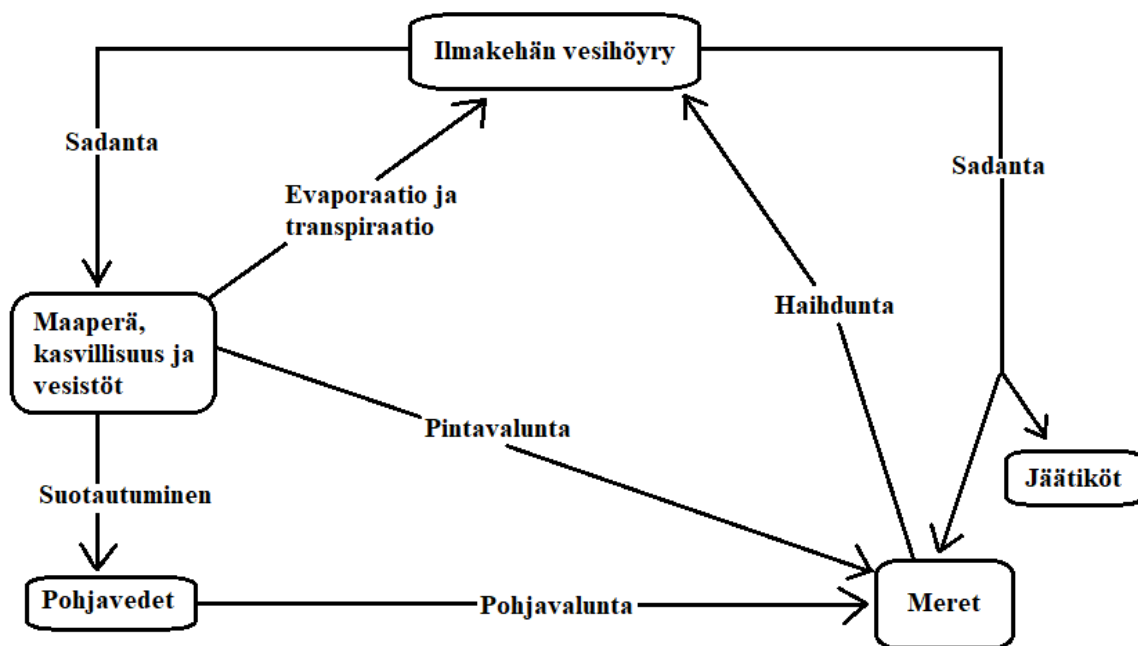
- Minkälainen on järvien ravinnepitoisuus ja mistä se kertoo?
- Mitkä valuma-alueen ympäristötekijät ovat tutkimusjärvien suurimpia kuormittajia?
- Kuinka paljon pohjavesi vaikuttaa tutkimusjärvien ravinteisuuteen ja rehevyyteen?

2 Veden kierto

Maapallon vesi on jatkuvassa kierrossa. Kiertoa tapahtuu niin ilmakehässä, maanpinnalla kuin maanpinnan alapuolellakin (kuva 1). Kierron aikana vettä sataa maanpinnalle ja meriin, jonka jälkeen vesi jatkaa liikkettään pintavaluntana, imeytyy maaperään ja edelleen suotautuu pohjavedeksi, tai haihtuu takaisin ilmakehään. Ilmakehästä se päätyy jälleen sateen mukana takaisin maanpinnalle tai meriin. Veden kiertoa voidaan tarkastella vesitaseyhtälön (1) avulla (Mälkki 1999: 21–22):

$$S = Q + E + \Delta S \quad (1)$$

missä S on alueen sadanta,
 Q on valunta,
 E on kokonaishaihdunta,
 ΔS on alueelle varastoituneen veden määrän muutos.



Kuva 1. Veden hydrologinen kierto Panikovia (2010: 163) mukaillen.

Sade on merkittävä osa veden hydrologista kiertoa. Mälkin (1999: 22–23) mukaan juuri sadanta ylläpitää pohjavesivarastoja ja pitää pohjaveden myös hyvin liikkeessä. Sateen määrästä riippuen vesi joko muuttuu valunnaksi tai suotautuu pohjavedeksi. Globaalien tilastojen mukaan sateesta imeytyy keskimäärin noin 75 % pohjavedeksi (Korkka-Niemi & Salonen

1996: 22). Alueelliset imeytymismäärät ovat riippuvaisia monista tekijöistä, kuten haihdunnan määrästä ja maaperän ominaisuuksista. Maanpinnan vedenvastaanottokyky kertoo kuinka paljon vettä voi imeytyä maahan. Vedenvastaanottokyky vaihtelee maaperän ominaisuuksien mukaan. Esimerkiksi hiekkaisilla alueilla vettä imeytyy maaperään hyvin helposti, jolloin vastaavasti myös pohjaveden määrä kasvaa. Voimakkaan imeytymisen vuoksi hiekka-alueiden pintavalunta jää vastaavasti varsin heikoksi (Mälkki 1999: 22–23).

Vaikka vesi on loputtomassa kiertokulussa maapallolla, ovat maailman makean veden varastot rajallisia, minkä vuoksi niiden kestävä hallinta ja käyttö on välttämätöntä ottaa jatkuvasti huomioon. Korkka-Niemi ja Salonen (1996: 23) ovat esittäneet arvion, jonka mukaan Suomessa pintavesivarastoja on noin 230 km³, kun taas pohjavesiä on maa- ja kallioperässä noin 700 km³. Tästä vuosittain helposti käyttöönotettavassa muodossa on pohjavettä noin 1,8 km³, josta edelleen yhdyskuntien käytössä on noin 15 %. Tämä määrä on kokonaisuudessaan yhteiskunnan käyttömäärään nähden riittävä. Pinta- ja pohjavesivarastojen rajallisuuden vuoksi alueiden vesitaseiden määrittäminen on tärkeää, jotta vesivaraston vaihtumaa ja saatavilla olevaa veden määrää on mahdollista arvioida ja seurata (Mälkki 1999: 22–23).

2.1 Pohjavesien hydrologia

Maapallon pohjavesivaroihin lasketaan mukaan litosfäärin eli maapallon kivikehän pintaosien vedet. Pohjavedet käsittävät noin 98 % makean veden kokonaisvarastosta, kun jäätiköitä ei lasketa mukaan (Mälkki 1999: 20). Suuri osa pohjavesistä ei ole kuitenkaan suoraan yhteiskuntien hyödynnettävissä, sillä kaikki vesivarat eivät ole helposti saatavissa, uusiutuvia tai laadultaan käyttökelpoisia (Stone ym. 2019: 29). Pääasiassa pohjavesi on uusiutuva luonnonvara, minkä ansioista eri esiintymiä on mahdollista hyödyntää vuodesta toiseen (Britschgi ym. 2009: 7). Pohjavedet ovatkin hyvin arvokas vesivara monille maille ja esimerkiksi Suomessa käytettävästä talousvedestä noin 60–65 % on peräisin pohjavesistä (Britschgi ym. 2018: 22).

Kaikki maanpinnan alapuolinen vesi ei ole pohjavettä, sillä maanpinnan alla olevat vedet jaotellaan kahteen luokkaan: maavesiin ja pohjavesiin. Maavettä syntyy, kun maaperän rakeet sitovat veden maaperän pintakerrokseen. Tällöin pintakerroksessa on vedellä kyllästymätön vyöhyke, josta muun muassa kasvit saavat vetensä. Maavesi jakaantuu edelleen kolmeen vyöhykkeeseen, joista ylin on juurivesi, keskimäinen välivyöhyke ja alin kapillaarivyöhyke. Maaperään imeytyneestä vedestä osa valuu painovoiman seurauksena

vyöhyke kerrallaan alaspäin saavuttaen lopulta kapillaarivyöhykkeen, jonka alapuolinen vesi on pohjavettä (Leppäranta ym. 2017: 143).

Pohjavedet ovat äärimmäisen tärkeitä vesivaroja niiden puhtauden ansiosta. Yleisesti ottaen pohjavesi on lähes aina käyttökelpoista, eikä se useinkaan vaadi suurempia käsittelyjä ennen käyttöönottoa. Puhtaus on seurausta veden suotautumisesta maaperän läpi, minkä ansiosta veden bakteerit ja muut epäpuhtaudet häviävät. Esimerkiksi ilmakehän saasteet eivät muodosta merkittävää uhkaa pohjavesille, sillä saasteet eivät kulkeudu pohjavesiin asti. Uhkia voivat kuitenkin aiheuttaa esimerkiksi tiesuolaukset ja liian syvälle kaivetut soramontut (Leppäranta ym. 2017: 149–150).

Pohjavettä sisältävät muodostumat ovat nimeltään akvifereja. Suomen kannalta keskeisimmät akviferit sijoittuvat pääasiassa Fennoskandian jäätiköitymisvaiheiden muodostumien yhteyteen hiekkaisille harjualueille. Akvifereja on kolme eri tyyppiä: rajoittamattomia eli vapaapintaisia pohjavesiä, rajoitettuja eli arteesisia pohjavesiä, sekä lisäksi orsivesiä. Rajoitettuja pohjavesiä kutsutaan myös salpavesiksi (Leppäranta ym. 2017: 149–150). Orsivedet ovat vedellä kyllästyneitä esiintymiä, jotka ovat muodostuneet vettä johtamattomien kerrosten ja varsinaisen pohjaveden yläpuolelle (Mälkki & Soveri 1986: 101). Maanpinnan alle kulkeutuva pohjavesi täyttää kaikki kerroksen geologisen aineen tyhjät ja huokoiset välitilat. Juuri avoin tila väliaineessa on perusedellytys pohjaveden muodostumiselle. Väli tilojen huokoisuus voi näkyä erilaisina muotoina, kuten rakosysteeminä ja kokonaisina onkaloina, joita pohjavedet täyttävät. Maa-aineksen raekoon muuttuessa hienommaksi myös veden sitoutuneisuus maaperään kasvaa (Mälkki & Soveri 1986: 101). Aineen kokonaishuokoisuutta voi tarkastella seuraavan yhtälön (2) avulla (Mälkki 1999: 23):

$$H = V_p/V_b \quad (2)$$

missä H on kokonaishuokoisuus väliaineessa,
 V_p on huokostilavuus,
 V_b on kokonaistilavuus.

Pohjaveden pinnan taso on mahdollista määritellä paine-erojen avulla. Pohjaveden pinta on siinä pisteessä, missä vapaan veden ja ilman paine ovat yhtä suuria. Jos puolestaan maa-aineksen karkearakeisuuden vuoksi kapillaari-ilmiö eli veden kohoaminen vettynyttä huokospintaa pitkin ylös ei ole mahdollinen, on pohjaveden pinnan taso siinä, missä vedellä kyllästynyt ja kyllästymätön pinta kohtaavat. Myös ajalliset vaihtelut pohjaveden

muodostumiseen liittyen aiheuttavat vaihtelua pinnan tasoissa. Pohjaveden purkautumisen ollessa jatkuvaa, myös pinnan taso alenee. Kun taas pohjaveden muodostumisen ja purkautumisen suhde on tasapainossa, pinnan lasku pysähtyy (Mälkki & Soveri 1986: 102). Pohjaveden pintojen liikkeeseen liittyy Suomessa kaksi selkeää vaihetta vuosittain. Näitä ovat kevätsulannan ja syysateiden aiheuttamat pintojen nousut. Näinä aikoina sadanta on haihduntaa suurempaa, mikä saa pohjaveden pinnan nousemaan. Kevään ja syksyn välissä pinta normaalisti laskee (Mälkki & Soveri 1986: 192).

2.1.1 Pohjaveden muodostuminen ja purkautuminen

Pohjavettä muodostuu, kun vesi imeytyy maanpinnan läpi ja jatkaa valumistaan alaspäin, kunnes se kohtaa läpäisemättömän pinnan tai jo olemassa olevan pohjavesiesiintymän pinnan. Topografiset tekijät, valuma-alueen ominaisuudet sekä maanpinnan ja pohjaveden purkuvesistön väliset tasoerot vaikuttavat pohjavesimuodostumien määrään ja laatuun (Mälkki & Soveri 1986: 103). Myös maaperän kasvipeitteen määrällä ja laadulla on vaikutusta muodostuvan pohjaveden määrään (Mäkelä 2012: 16). Pohjaveden muodostumiseen liittyy oleellisesti alueen sadanta. Jos muodostumisolosuhteet ovat otolliset, voi pohjavettä muodostua lähes yhtä paljon kuin alueella sataa vettä. Lisäksi alueiden geologiset ja hydrologiset piirteet vaikuttavat sadannasta syntyviin pohjavesimuodostumiin. Hyvät muodostuma-alueet ovat geologisesti tarkasteltuna alueita, joissa kasvillisuutta on niukasti ja kallioperän rakoilua runsaasti. Myös alueen soraisuus on tärkeä mittari, sillä soraisemmillä alueilla haihdunta ja pintavalunta ovat vähäisiä, jolloin vettä imeytyy maaperään enemmän (Mälkki & Soveri 1986: 103).

Pohjavedenpinnan alapuolella kyllästyneessä vyöhykkeessä tapahtuu pohjaveden virtausta kohti purkautumiskohtia (Ge & Gorelick 2015). Pohjavettä purkautuu alaville alueille painovoiman vaikutuksesta purkautumiskohdista. Purkautumiskohtia ovat muun muassa erilaiset lähteet, joissa pohjavedenpinta ja maanpinta leikkaavat toisensa (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 47). Horppilan (1993: 7) mukaan nämä lähteet ovat usein vettyneitä tihkupintoja tai lampia muistuttavia avolähteitä. Suomessa purkautumiskohdista suurin osa sijaitsee maanpinnan painanteissa kallioperän heikkousvyöhykkeiden yhteydessä (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 47). Purkautumiskohdat voivat olla esimerkiksi pohjaveden virtausta patoavilla kynnyksillä, rinteillä ja eroosiuomissa (Mälkki & Soveri 1986: 107).

Suomen olosuhteissa purkautumista tapahtuu tavanomaisesti suoalueilla ja niiden läheisyydessä. Myös erilaiset pintavesisysteemit, kuten järvet ja purot ovat yleisiä purkautumisalueita. Näillä alueilla pohjavettä usein myös suotautuu (Winter ym. 1998: 18).

Pohjavettä muodostuu yleisesti ottaen jaksoittain, kun taas purkautumista tapahtuu jatkuvasti (Mälkki & Soveri 1986: 107). Pohjaveden varastoitumista ja liikettä on mahdollista tarkastella Darcyn lain (3) avulla (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 42):

$$Q = K \cdot A \cdot I \quad (3)$$

missä Q on virtaama (m³/s),
 K on väliaineen hydraulinen johtavuus (m/s),
 A on poikkipinta-ala (m²),
 I on hydraulinen gradientti.

Hydraulinen gradientti kertoo pinnan kaltevuudesta pisteiden välillä eli pisteiden välisen vedenpintojen korkeuseron suhteen pisteiden väliseen etäisyyteen (Britschgi ym. 2018: 15). Gradientti on aina riippuvainen vallitsevista olosuhteista, ja etenkin topografiset ominaisuudet voivat helposti kasvattaa tai pienentää gradienttia (Mälkki & Soveri 1986: 111). Mälkin (1999: 39) mukaan gradientti antaa tietoa muun muassa pohjaveden mahdollisesta likaantumisesta, kun ainekulkeuman suunnat ja nopeudet ja niiden muutokset voidaan tarkasti määrittää. Pohjaveden kulkeutumista ja purkautumista voidaan tarkastella myös hydraulisen johtavuuden avulla, sillä erilaisilla maa-aineksilla on erilainen hydraulinen johtavuus (Fitts 2002: 41). Hydraulinen johtavuus on riippuvainen sekä väliaineen ominaisuuksista että nesteestä, joka kulkee väliaineen läpi. Suuri hydraulinen johtavuus kertoo hyvistä virtausoloista nesteelle. Hydrauliseen johtavuuteen vaikuttavat oleellisesti väliaineen raekoko, väliaineen virtauskanavien rakenne ja muoto sekä aineen huokoisuus (Dingman 2008: 331).

Kun pohjavettä purkautuu järvioltaisiin, vaikuttaa se järvien ainetaseeseen eli siihen, kuinka paljon ja mitä aineita järvioltaisista tulee, ja vastaavasti mitä niistä poistuu. Usein vaikutus on kokonaisuudessaan kuormitusta poistavaa, sillä purkautuminen voi laimentaa esimerkiksi kuormittuneiden järvien alusvettä. Toisinaan vaikutus voi olla myös kuormittavaa, sillä pohjavesi voi purkautuessaan tuoda mukanaan suuria määriä ravinteita, jolloin vähäravinteiset järvet voivat rehevöityä (Seppänen 1984: 92).

2.1.2 Ihmistoiminnan uhat pohjavesille

Erityistä uhkaa pohjavesialueille aiheuttavat teollisuuden kemikaali-, haitta-aine- ja jätevesipäästöt. Maa- ja metsätaloudesta aiheutuvat haitat liittyvät pitkälti peltoalueiden lannoitteisiin ja torjunta-aineisiin, eläinten lantaan sekä suoalueiden ojitusten kautta

kulkeutuviin humusvesiin. Myös liiallinen pohjavedenotto voi uhata vesivarastojen säilyvyyttä, sillä pohjaveden pinnan aleneminen voi aiheuttaa merkittäviä haittoja pohjavedestä riippuvaisille ekosysteemeille, sekä edelleen pohjaveden laadulle (Britschgi ym. 2009: 31). Tietyissä tapauksissa pohjavedet voivat olla myös luonnostaan happamia ja ainepitoisuuksiltaan runsaita, mikä on seurausta Suomen pääasiassa happamasta maaperästä ja happamuudelle alttiista vesistöistä. Tästä huolimatta suuret ainepitoisuudet pohjavesissä esimerkiksi nitraatin osalta kuitenkin useimmiten viittaavat nimenomaan vahingollisen ihmistoiminnan aiheuttamiin poikkeaviin ainevirtoihin (Hartikainen 2016: 129).

2.1.3 Pohjavesien yhteys pintavesiin

Pinta- ja pohjavesien välinen vuorovaikutus on prosessi, joka on riippuvainen useista ulkoisista tekijöistä kuten pinnanmuodoista, geologiasta, sekä ajallisista muutoksista ja ilmastollisista olosuhteista (Rosenberry & LaBaugh 2008). Pohjavesien ja järvien vuorovaikutus tapahtuu suotautumisen kautta. Pohjavettä voi suotautua järveen koko järven alalta, jolloin veden liike on ainoastaan pohjavedestä järveen suuntautuvaa. Tämän lisäksi vettä voi suotautua järvestä pohjaveteen. Tilanne, jossa molemmat suotautumissuunnat toteutuvat yhtäaikaaisesti on yleinen (Winter ym. 1998: 18; Rosenberry & Labaugh 2008). Lähellä rantaa purkautuu useimmiten maanpintaa lähempänä olevia pohjavesiä. Kauempana rannasta purkautuminen on huomattavasti hitaampaa, sillä se saa alkunsa syvempänä maaperässä olevista pohjavesistä (Lee 1977: 144).

Muun muassa järvien ravinnetasapaino voi olla voimakkaasti pohjavesistä riippuvainen (Isokangas ym. 2015: 1247). Pohjavedet vaikuttavat vesistöjen virtaamiin, lämpöjärjestelmiin, ja vedenlaatuun. Viime vuosina etenkin pinta- ja pohjaveden väliset vaihtumisvyöhykkeet ovat olleet aktiivisen tutkimuksen kohteena (Kalbus ym. 2006: 873). Winter ym. (1998: 30) kertovat kuinka vuorovaikutusta voidaan tutkia esimerkiksi luonnollisten merkkiaineiden, kuten veden stabiilien isotooppien ja vesiin liuenneen piidioksidin määrittämisen avulla. Pinta- ja pohjavesien yhteyttä tutkittaessa on tärkeää huomioida myös se, että vedet vaihtuvat näiden välillä jatkuvasti, sillä vesi on aina liikkeessä. Tämä vesien vaihtuminen eri vesiyksiköiden välillä osaltaan myös ylläpitää erilaisia prosesseja, kuten eliöstön aineenvaihduntaa vesien eri vyöhykkeissä. Luonnonsuojelullisesta näkökulmasta veden liikkumista, sekä yhteyksiä eri pintojen välillä on tärkeää ymmärtää, etenkin silloin kun kyseessä voi olla saastunut vesistö (Kalbus ym. 2006: 874).

Pohjavedellä voi olla myös ylläpitävä vaikutus vesistöjen lämpöjärjestelmiin, minkä vuoksi lämpötilaa voidaan käyttää pohjaveden ja pintaveden vuorovaikutuksen määrittämiseen.

Pohjavesien lämpötilat pysyvät suhteellisen vakaina läpi vuoden, kun taas pintavesien lämpötilat vaihtelevat huomattavasti vuodenaikojen ja jopa päivittäisten säätilojen mukaan (Kalbus ym. 2006: 875). Isokankaan ym. (2019: 11) tutkimuksessa nousi esiin se, että tietyissä mittauskojissa pohjavesivaikutteiset kohdat pysyivät talven yli sulana. Näissä kohdissa pohjavedellä on suuri vaikutus eliöstöön ja sen selviämiseen talven yli. Eliöstö voisi olla uhattuna, jos pohjavesi häviäisi näistä pisteistä ja kohta jäätyisi talven aikana. Pohjavesivaikutteisuuden vähentyessä, voivat purot päästä kokonaan kuivumaan. Tämä on seurausta siitä, että pohjaveden virtaus vesistöjen puroissa ylläpitää niiden virtausta ja ekosysteemien toimintaa myös kuivien kausien aikana (Isokangas ym. 2019: 10).

Isokankaan ym. (2019: 13) kehittivät tutkimuksessaan Viinivaaran alueella vesistöjen eri osien pohjavesivaikutteisuuden luokittelujärjestelmää perustuen merkkiaineisiin ja pohjaveden ominaisuuksiin. Tutkimuksessa selvisi, että pohjavesien dominoimat vyöhykkeet voivat ulottua hyvinkin kauas pohjaveden alkuperäisestä purkautumispaikasta. Pohjavesillä voi olla siis hyvin laajalla alalla ylläpitävä vaikutus ekosysteemien tilaan. Ala-Aho ym. (2013) tutkivat kalsiumin (Ca^{2+}), piidioksidin (SiO_2) ja fosfaattifosforin (PO_4^{3-}), avulla pinta- ja pohjavesien välistä vuorovaikutusta. Tutkimuksessa tarkasteltiin merkkiaineiden avulla, miten pinta- ja pohjavesien vuorovaikutus vaikuttaa järven rehevöitymisen tasoon ja pinnan korkeuden vaihteluihin. Tulokset osoittivat, että alemmilla korkeusgradien-teilla sijainneet ja runsasoiset järvet olivat rikkaampia merkkiaineiden suhteen kuin korkeammalla sijaitsevat vesistöt. Matalilla korkeuksilla järvien kemiallinen koostumus oli myös lähempänä pohjavesien koostumusta, kuin korkeampien alueiden järvissä.

2.2 Suomen järvet ja pienvedet

Järviä syntyy pääasiassa maanpintojen erilaisiin painanteisiin. Järvissä oleva vesi on lähtökohtaisesti peräisin sadannasta ja valunnasta. Vettä poistuu järvistä pääasiassa haihdunnan ja ulosvirtauksen seurauksena. Järviä voidaan jaotella erilaisten ominaisuuksien, kuten niiden pinta-alan mukaan. Lampia ovat alle hehtaarin ($0,01 \text{ km}^2$) kokoiset vesialtaat. Suuria järviä ovat puolestaan altaat, jotka ovat pinta-alaltaan 10^4 – 10^5 km^2 kokoisia. Järviä luokitellaan eri ryhmiin myös niiden syntyvän perusteella: tektonista alkuperää olevat, jääkauden muodostumien aikaansaamat, tuliperäisen toiminnan kautta syntyneet, meteoriittikraatterit, maanvyörymien patoamat, sekä ihmisten rakentamat tekojärvet (Leppäranta ym. 2017: 93). Suomen järvistä suuri osa on syntynyt eri jäätiköitymisvaiheiden seurauksena (Kuusisto & Seppänen 1986: 258). Kuusisto ja Seppänen (1986: 256) esittävät seuraavat tarkemmat kriteerit järvien määrittelylle: maapainanteen vesialtaan tulisi olla vähintään tietyn kokoinen pinta-altaan

(usein yksi hehtaari), veden tulee täyttää maapainanne osittain tai kokonaan, vedenpinta on koko vesialtaassa sama lukuun ottamatta säätilojen aiheuttamia hetkellisiä poikkeuksia, ja lisäksi vesialtaan tulovirtaaman suhde tilavuuteen tulisi olla riittävän pieni, jotta veden mukana kulkeutuvat sedimentit alkavat saostua painanteen pohjaan.

Veden viipymä järvessä kuvaa aikaa, mikä järven veden keskimääräiseen vaihtumiseen kuluu (Leppäranta ym. 2017: 99). Viipymä määritetään järven tilavuuden ja tiettyssä aikayksikössä järveen tulevan veden määrän avulla. Keskimäärin Suomen järvien vedet vaihtuvat keskisadannasta riippuen noin puolessatoista vuodessa (Eloranta 2005: 15, 20). Viipymän ollessa riittävän pitkä, järven vedenlaatu voi kohentua, kun esimerkiksi kiintoaines laskeutuu tehokkaammin ja vesi kirkastuu. Lyhytviipymäisissä järvissä vedenlaatu vaihtelee voimakkaammin (Viinikkala ym. 2005: 219; Lakso 2005: 236; Weppling & Iivonen 2005: 275).

Pienvedet koostuvat pienten järvien, lampien, purojen ja lähteiden muodostamasta kokonaisuudesta. Pienvesien kuntoon vaikuttavat voimakkaasti alueiden metsätalous, kuten hakkuut ja metsäautoteiden rakentaminen, sekä metsä- ja suo-ojitukset. Pienissä vesialtaissa ympäristön muutokset vaikuttavat herkemmin kuin suurissa altaissa. Muun muassa purojen kaivaminen ojiksi sekä niiden perkaus heikentävät pienvesien luonnontilaa ja vedenlaatua, sillä ojitukset muun muassa kasvattavat vesien humusmääriä. Lähteet voivat myös kuivua ojitusten seurauksena (Horppila 1993: 7). Ilmonen ym. (2012) kertovat, kuinka purot ja ojat ovat merkittäviä biodiversiteettien keskittymiä etenkin metsäisillä alueilla. Pohjavesien ylläpitävän vaikutuksen ansiosta monet pienvedet, kuten purot sekä niiden ekosysteemit säilyvät paremmin, vaikka ihmistoiminta aiheuttaisikin niihin haittaa.

Järvien vesitaseeseen vaikuttaa keskeisesti järven sijainti ja koko muuhun vesistöön nähden. Läpivirtausjärvissä virtaamat ovat tavallisesti hyvin suuria, kun taas latvajärvien vesien vaihdunnassa korostuvat sadanta ja haihdunta. Latvajärvet sijoittuvat vesistöjen reuna-alueille, kun taas läpivirtausjärvet usein sijaitsevat vesistöjen keskialueilla, missä järveen kohdistuu suuria virtaamia eri puolilta vesistöaluetta (Kuusisto & Seppänen 1986: 261). Järvien tilavuutta tarkastellaan usein seuraavan yhtälön (4) avulla (Leppäranta ym. 2017: 93):

$$S = A \cdot H \quad (4)$$

missä S on tilavuus (m^3),
 A on pinta-ala (m^2),
 H on keskisyyvyys (m).

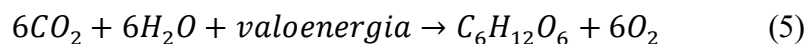
Suomen järvet luokitellaan pääasiassa dimiktisiksi, sillä niissä tapahtuu vuoden aikana kaksi täyskiertoa eli vesialtaan lämpökerrosten sekoittumista pinnasta pohjaan. Dimiktisyys on tyypillinen piirre lauhkeiden ilmastovyöhykkeiden järville. Monomiktisissä järvissä puolestaan täyskiertoja tapahtuu vain kerran vuodessa (Lewis 1983: 1780; Leppäranta ym. 2017: 102). Suomessa järvien lämpötilakerrostuneisuus tapahtuu neljässä vuodenaikaisjakautumassa. Jäiden lähdön aikaan keväisin vallitsee kevättäyskierto, jolloin vesi on pinnasta pohjaan saman lämpöistä. Kesäkerrostuneisuuden eli kesästagnaation aikaan järvien vedet jakautuvat lämpötilan mukaan kolmeen kerrokseen. Näistä ylin kerros on nimeltään päällysvesi eli epilimnion. Päällysveden lämpötila pysyy lähes samana koko kerroksessa. Päällysveden jälkeen on harppauskerros eli metalimnion tai termokliini. Harppauskerroksessa lämpötila laskee päällysvettä huomattavasti nopeammin, jopa useita asteita muutaman metrin aikana. Syvin ja samalla kylmin kerros on nimeltään alusvesi eli hypolimnion. Myös tässä kerroksessa lämpötila pysyy tasaisena (Särkkä 1996: 34–35).

Syksyllä ilmojen viiletessä päällysveden lämpötila vähitellen laskee, mikä johtaa lopulta syystäyskiertoon, jolloin vesi on jälleen saman lämpöistä pinnasta pohjaan saakka. Talvisin järvissä vallitsee talvikerrostuneisuus eli käänteinen kerrostuneisuus. Tällöin pohjan vesi on lämpimintä, noin 3–4 °C. Kun pohjasta siirrytään kohti pintaa, lämpötila laskee. Heti jään alla lämpötila voi olla noin 1–2 °C (Särkkä 1996: 35). Raskaimmillaan vesi on silloin, kun sen lämpötila on noin 4 °C, jolloin sen tiheys on noin 1 g/cm³. Veden lämmitessä tiheys vähenee (Ragotzkie 1978: 2).

2.2.1 Järvien abioottiset ja bioottiset prosessit

Vesistöt ovat ekosysteemejä, joissa vaikuttavat useat erilaiset abioottiset ja bioottiset prosessit, jotka ovat yhteydessä toisiinsa ja edelleen luovat vesistöistä olosuhteineen itsenäisiä kokonaisuuksia. Esimerkiksi abioottisen eli elottoman hiilidioksidin sitoutuessa elolliseen biomassaan vapautuu veteen happea. Tämän seurauksena vesistöjen pH voi nousta, sillä hiilidioksidi on tärkeä pH:ta säätelevä tekijä vesistöissä. Kun taas eliöiden hajotustoiminta on vesistöissä runsasta, vapautuu vesistöön enemmän hiilidioksidia, ja pH laskee (Kuusisto & Seppänen 1986: 277). Järvien perustuotannossa (yhtälö 5) eli fotosynteesissä on kyse auringon säteilyenergian sitoutumisesta solumassan kemialliseksi energiaksi. Perustuotantoa mitattaessa on huomioitava järven tilavuus sekä aika. Perustuotannon yksikkönä käytetään kuutiometriä vuorokaudessa. Vesistöjen keskeisiä tuottajia ovat erilaiset kasviplanktonlevät, päällyslevät (perifyytit), pohjalevät (litofyytit) ja suurkasvit (makrofyytit), jotka kaikki sisältävät lehtivihreää eli klorofylliä (Kuusisto & Seppänen 1986: 277). Klorofyllin avulla kasvit

yhteyttävät veden epäorgaanista hiiltä orgaaniseksi aineeksi eli toteuttavat perustuotantoa (Wetzel 2001: 147; Petela 2007: 311):



Perustuotannon ja biomassan määrää käytetään usein yhtenä järvien rehevyytason määrittelevänä tekijänä (Särkkä 1996: 83). Hyvin korkea perustuotanto voi siten olla siis yhteydessä korkeampaan rehevyytasoon järvestä.

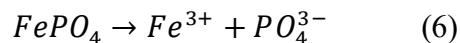
2.2.2 Järvien sedimentit

Aineiden liikkumista vesialtaan ja pohjasedimenttien välillä aiheuttava sedimentaatio on usein runsaimmillaan matalissa järvissä, sillä hajoamisprosessit eivät ole matalissa järvissä yhtä tehokkaita kuin syvissä järvissä, jolloin ravinteita päätyy pohjasedimenttiin paljon (Seppänen 1984: 93–95). Mataluuden lisäksi myös järven korkea rehevyystaso kiihdyttää sedimentaatiota (Søndergaard ym. 2001). Elorannan (2005: 19) mukaan myös järven morfologia määrää sedimentaation tapahtumista, sillä järven pohjan kaltevuuden ylittäessä 5 %, ei sedimentaatiota tapahdu.

Seppäsen (1984) mukaan järvien ravinnetase on läheisessä yhteydessä pohjasedimentteihin, joihin ravinteita poistuu vesialtaasta sedimentaatioprosessin kautta. Vastaavasti pohjasedimenteistä myös vapautuu aineita veteen liukenemalla. Pohjasedimentit sitovat aineita hyvin silloin, kun sedimentit ovat happipitoisuudeltaan runsaita, ja vapauttavat aineita silloin, kun ovat happipitoisuuksiltaan alhaisia. Alhaisissa happipitoisuuksissa käynnistyy epäorgaanisten yhdisteiden pelkistymisreaktiot, jolloin aineita vapautuu veteen. Etenkin pohjasedimenteistä vapautuva fosfori voi määrittellä vahvasti järven ravinnetaloutta. Jos vesialtaan ja pohjasedimenttien pH:n, happipitoisuuden ja aineiden pitoisuuksien välillä on merkittävä epätasapaino, voi seurauksena olla, että fosforia vapautuu huomattavia määriä pohjasedimenteistä veteen (Seppänen 1984: 93–94).

Pintasedimentissä eli sedimentin ylimmässä kerroksessa, on usein moninkertaisesti fosforia verrattuna järven veteen. Tästä syystä järven sisäinen kuormitus on oleellista arvioida, sillä juuri pintasedimenteistä vapautuva fosforin määrä voi olla merkittävä järven fosforipitoisuutta ja rehevyyttä muokkaava tekijä (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005: 67). Fosforin ja typen lisäksi myös sedimenttien rauta- ja alumiinipitoisuudet ovat yhteydessä järvien rehevyyteen. Metallipitoisuuksien ja fosforipitoisuuksien suhdelukuja vertailemalla on mahdollista arvioida fosforin sitoutumiskykyä sedimenttiin ja sen metalleihin (Väisänen 2009).

Järven sisäisessä kuormituksessa ferrirauta (Fe^{3+}) pelkistyy ferroraudaksi (Fe^{2+}). Samaan aikaan sedimenteissä rautaan sitoutunut fosfori muuttuu liukoiseksi fosfaatti-ioniksi (PO_4^{3-}). Näitä sisäisen kuormituksen prosesseja käynnistyy järvessä pääasiassa silloin, kun järven redoxpotentiaali eli hapetus-pelkistysaste pienenee riittävän matalaksi (alle 200 mV) happikadon seurauksena (happipitoisuus alle 0,5 mg/l), ja reaktioyhtälö (6) käynnistyy (Särkkä 1996: 60–66).



Kareksela ym. (2021: 46) kertovat, kuinka hapellisissa oloissa fosfori esiintyy usein yhdisteinä raudan kanssa. Mikäli rautaa on riittävästi suhteessa fosforiin, toimii se fosforin liukenemista rajoittavana tekijänä myös pelkistyneissä olosuhteissa. Raudan eri muotojen (Fe^{3+} ja Fe^{2+}) välillä on merkittävä ero fosforin pidätyskyvyn suhteen. Ferroraudalla on paljon heikompi pidätyskyky, minkä seurauksena se vapauttaa runsaammin fosforia ja rautaa alusveteen (Håkanson & Jansson 1983: 107–108). Useat tutkimukset ovat osoittaneet, että runsas alumiinin määrä sedimenteissä hillitsee fosforin hajoamista myös hapettomissa oloissa, sillä alumiini ja sen yhdisteet eivät ole kovin herkkiä redoxpotentiaalinvaihteluille (Cooke ym. 1993; Kopáček ym. 2000; Kopáček ym. 2005)

Väisänen (2009: 195) kertoo, kuinka esimerkiksi Pohjois-Suomessa sijaitsevilla järvillä rautaa ja alumiinia olisi hyvä olla noin 20–25-kertainen määrä fosforiin nähden. Tämä edesauttaisi fosforin sitoutumista pohjasedimentteihin, samalla vähentäen painetta sisäisestä kuormituksesta ja fosforin vapautumisesta järvien veteen. Tenholan (1988: 9) mukaan etenkin rautapitoisuudet järvisedimentteissä ovat sitä korkeampia, mitä suuremmasta järvestä on kyse. Itä-Suomen järviin kohdistuneessa tutkimuksessa selvisi, että suurimmat rautapitoisuuksien poikkeamat järvisedimentteissä sijoittuivat merkittävien mustaliuske-esiintymien yhteyteen, kuten esimerkiksi Tohmajärven, Kiihtelysvaaran ja Outokummun alueille (1988: 23).

Niinimäen & Penttisen (2020: 15) mukaan järvien pohjasedimentteissä on kokonaisfosforia tyypillisesti 1000–3000 mg/kg kuiva-aineesta. Rehevissä järvissä on usein runsaasti orgaanista ainesta, joka päätyy sedimentteihin. Myös kesän aikana kasvavat lämpötilat voivat kiihdyttää fosforin vapautumista, etenkin matalissa järvissä (Sinke ym. 1990; Väisänen 2005: 19). Matalissa ja erittäin rehevissä järvissä myös pH:n merkitys korostuu, sillä pH:n ylittäessä 8 sedimentin ja veden rajapinnassa, alkaa sedimenteistä vapautua fosforia (Jacobsen 1978 Väisänen 2009: 33 mukaan). Sedimenttien orgaanisen kokonaishiilen ja typen suhde kuvastaa sedimentteihin kulkeutuneen orgaanisen aineksen määrää (Sampei &

Matsumoto 2001). Tezuka (1990) on eritellyt sedimenttien hiili-, typpi- ja fosforipitoisuuden välistä suhdetta (C:N:P). Etenkin hiilen ja typen välinen suhde (C:N) kuvastaa sedimenttien mahdollista rehevyyttä ja sen alkuperää. Kun suhdeluku ylittää 10:1 tarkoittaa se, että järveen kohdistuva kuormitus on pääasiassa ulkoista. Kun suhdeluku on alle 10:1, viittaa se järven rehevöitymiseen sisäisen kuormituksen seurauksena (Redfield ym. 1963; Itkonen ym. 1999: 275; Hovi 2001).

2.3 Vedenlaadun parametrit

Merkittävimpiä vedenlaatuun vaikuttavia tekijöitä vesistöissä ovat muun muassa järven valuma-alueen kallioperä ja maaperän laatu, sekä niiden ominaisuuksien pohjalta syntynyt kasvipeite. Myös valuma-alueen pinta-alalla, vesitaseella, virtausoloilla sekä järven morfologialla ja eliöstöllä on vaikutusta (Eloranta 2005: 16). Särkkä (1996: 50) kertoo kuinka luonnonvedet eivät ole koskaan täysin puhtaita, sillä vesiin sekoittuu aineita luonnollisesti muun muassa maaperästä, ilmakehästä, veden elollisista ja elottomista hiukkasista sekä ihmistoiminnan seurauksena.

Eloranta (2005: 16) mukaan järvet usein luokitellaan niiden laadullisten ominaisuuksien perusteella joko eutrofiseksi eli reheviksi tai oligotrofiseksi eli karuiksi. Näiden erottaminen toisistaan on pitkälti erilaisiin laadullisiin raja-arvoihin perustuvaa. Raja-arvot eivät ole kuitenkaan käytännössä vakiintuneita, vaan saattavat hyvinkin vaihdella tapauskohtaisesti. Aiemmin muun muassa kokonaisfosforin pitoisuus 25 µg/l oli vakiintunut raja-arvo keskiravinteisen eli mesotrofisen ja rehevän järven välillä. Koska fosforipitoisuuksien raja-arvot kuitenkin vaihtelevat suuresti aina 25 ja 50 µg/l välillä, on vakiintuneista luvuista luovuttu, ja erilaisia luokittelutapoja on käytössä useita (Eloranta 2005: 15–16).

2.3.1 Lämpötila ja happi

Yksi fysikaalisista vedenlaatuun vaikuttavista ominaisuuksista on veden lämpötila, joka säätelevänä tekijänä vaikuttaa lukuisiin muihin järviökosysteemin prosesseihin. Lämpötilan noustessa fysikaalis-kemiallisten ja biologisten reaktioiden nopeudet kasvavat suurimmillaan jopa kolminkertaisiksi. Lämpötilamittausten avulla on myös mahdollista määrittää järven lämpötilakerrostuneisuus ja esimerkiksi harppauskerroksen syvyys (Seppänen 1984: 150–151). Järvien kerrostuneisuus on merkittävässä roolissa, kun tulkitaan järven ekologista tilaa, happioita ja sisäistä kuormitusta. Alhaisiin happipitoisuuksiin liittyviä ongelmia, kuten eliökuolemia voi syntyä erityisesti syys- ja kevätyyskiertojen välillä, kun uutta happea ei siirry syvempiin osiin moneen kuukauteen (Eloranta 2005: 23). Pitkään jatkunut happikato voi

aiheuttaa lajien vähentymistä ja jopa häviämistä vesistöistä (Särkkä 1996: 51). Jääkannen vuoksi järvet saavat harvoin happea talvisin, minkä vuoksi erityisesti happiongelmallisille järville talvet ovat hyvin kriittistä aikaa (Eloranta 2005: 23). Loppupalvesta monien vesistöjen happitilanne on silti kriittinen, sillä jääpeitteinen aika voi kestää Suomessa useita kuukausia. Järvien happivarastot ovat alhaisimmillaan kevättalvisin juuri ennen sulamisvesien saapumista ja perustuotannon alkua (Särkkä 1996: 54).

Lämpötilan lisäksi myös happi on keskeinen osa vesistöjen fysikaalis-kemiallisten ja biologisten prosessien syntyä ja kulkua. Talvisin tavanomainen happipitoisuus järvien päällysvesissä on 12–13 mg/l. Kesällä puolestaan tavalliset arvot ovat välillä 8–9 mg/l (Oravainen 1999: 1–4). Vesistössä tapahtuvan fotosynteesin myötä vesistöihin syntyy happea, jota eri eliöt kuluttavat. Jotta uutta happea fotosynteesin myötä syntyy, tulee olosuhteiden vesistöissä olla sopivat tuotannolle eli vesistön tulee olla riittävän kirkas ja ravinteikas. Vesistöissä tapahtuvan fotosynteesin lisäksi happea vesiin voi päätyä myös suoraan ilmakehästä. Eliöiden hengitys sekä erilaiset hajotusprosessit voivat aiheuttaa tilanteen, jossa happea kuluu enemmän kuin syntyy (Särkkä 1996: 50–51). Saarijärven ja Sammalkorven mukaan (2005: 66) huomattavan korkea happipitoisuus järven vedessä voi kertoa korkeasta perustuotannon määrästä järvessä.

Happipitoisuuksia seuraamalla on mahdollista luoda kattava kokonaiskuva vesistön tilasta, sillä pitoisuuksista voi päätellä erilaisten prosessien kulkua ja kestoa vesistöissä. Mikäli seurantajakson aikaiset vaihtelut pitoisuuksissa ovat hyvin pieniä, voi kyseessä olla vähäravinteinen vesistö. Suuret vaihtelut puolestaan kertovat runsasravinteisuudesta (Särkkä 1996: 51). Eloranta (2005: 20) mukaan hapettomuus myös kasvattaa järven sisäistä kuormitusta, kun pohjasedimenteistä vapautuu enemmän fosforia. Päällysvesissä happea kuluu huomattavasti runsaammin kuin alusvesissä. Tämä on pitkälti seurausta päällysveden korkeammista lämpötiloista, sillä korkeissa lämpötiloissa aineiden reaktionopeudet kasvavat. Myös alusveden tilavuus vaikuttaa vesistön hapen kulutukseen, sillä pienten tilavuuksien järvissä voi happi kulua loppuun talvikerrostuneisuuden aikana. Syvät järvet siis säilövät happea paremmin kuin matalat. Myös hyvin saastuneissa sekä suurten perustuotantojen järvissä on riskinä alusveden hapen kulumisen loppuun. Hapen loppuun kulumisen voi saada aikaan muutoksia vesistön yhdisteissä, kun esimerkiksi nitraatti (NO_3^-) muuttuu ammoniumiksi (NH_4^+) (Särkkä 1996: 53–54).

2.3.2 Sähkönjohtavuus ja redoxpotentiaali

Veteen liuenneiden aineiden kokonaismäärää kuvastaa veden elektrolyyttien sähkönjohtokyky (EC). Sähkönjohtavuuden avulla voidaan arvioida veteen liuenneiden suolojen määrä eli mitä suurempi kyseinen arvo on, sitä korkeampi veden suolapitoisuus on. Suomen sisävesissä keskimääräinen sähkönjohtavuus on 67 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Särkkä 1996: 50). Sähkönjohtavuuden avulla voidaan määritellä vesistöjen kuormituslähteitä sekä ihmistoiminnan vaikutuksia (Seuna ym. 1986: 415; Hayashi 2004). Sisävesien sähkönjohtavuuteen vaikuttavat pääasiassa veden natrium (Na), kalium (K), kalsium (Ca), magnesium (Mg), kloridit (Cl^-) ja sulfaatit (SO_4^{2-}) (Oravainen 1999: 10). Pellerin ym. (2007) tutkimuksessa osoittautui, että sähkönjohtavuus on edullisesti määritettävä ja tarkka muuttuja, jonka avulla on mahdollista mallintaa esimerkiksi virtaamissa tapahtuvien muutosten suhdetta pintavalunnan ja sadannan välillä. Isokankaan ym. (2019: 5) tutkimuksessa osoittautui, että sähkönjohtavuuden arvot kasvoivat, kun pintaveden osuus vedessä oli suurempaa, ja pohjaveden osuus vähäisempää. Tavallisesti Suomen vesistöt ovat vähäsuolaisia, mikä johtuu vähäisestä kallioperän rapautumisesta ja aineiden liukenemisestä. Oravainen (1999) on esitellyt sähkönjohtavuuden viitearvoja suomalaisille vesistöille (taulukko 1).

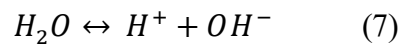
Taulukko 1. Sähkönjohtavuuden viitearvoja Oravaisen (1999) mukaan.

Sähkönjohtavuus $\mu\text{S}/\text{cm}$	Luokitus
<50	Alhainen johtokyky
50–100	Sisävedet
100–500	Viljelysalueiden vedet
500–1000	Jätevedet

Redoxpotentiaalilla voidaan mitata vesien hapetus-pelkistysastetta. Redoxpotentiaalin merkitys korostuu erityisesti silloin, kun veden happipitoisuus on hyvin alhainen tai happi on jopa kulunut loppuun, minkä seurauksena happianalyysijä ei ole mahdollista tehdä. Järven ollessa runsashappinen ja tietyn lämpöinen ($+25^\circ\text{C}$), voi redoxpotentiaali olla hyvin korkea, jopa 520 mV eli 0,52 voltia (Särkkä 1960: 60–61). Hapen ohella myös pH:lla on säätelevää vaikutusta hapetus-pelkistysreaktioiden syntyyn ja kulkuun (Domenico & Schwartz 1998: 276). Hyvin alhaisissa happipitoisuuksissa ja tietyssä redoxpotentiaalipisteessä jotkin yhdisteet muuttuvat toiseksi yhdisteiksi. Kun potentiaali on esimerkiksi välillä 200–300 mV, ferrirauta muuttuu ferroraudaksi. Redoxpotentiaali ei sellaisenaan kerro veden tilasta, vaan antaa enneminkin tietoa tiettyjen avainyhdisteiden runsaudesta vedessä kyseisissä olosuhteissa (Särkkä 1996: 60–61). Hyvin alhainen redoxpotentiaali voi viitata vahvaan sisäiseen kuormitukseen ja kuormitukseen liittyvien prosessien suureen määrään (Eloranta 2005: 24–25).

2.3.3 Happamuus

pH-asteikko kuvastaa vetyionikonsentraation logaritmia eli kun pH kasvaa yhden yksikön verran vetyionikonsentraatio kymmenkertaistuu (Oravainen 1999: 12). Vetyionikonsentraatiossa on kyse tasapainoreaktiosta (yhtälö 7), jossa vesimolekyyli dissosioituu eli hajoaa vetyioneiksi (H^+) ja hydroksyyli-ioneiksi (OH^-) (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 80). Happamissa vesissä vetyionien määrä on suurta ja hydroksyyli-ionien määrä pientä. Emäksisissä vesissä tilanne on päinvastainen.



Oravainen (1999: 12) kertoo, että veden normaali pH on usein lähellä neutraalia ($pH = 7,0$). Suomen vesistöt ovat keskimäärin hieman happamia (n. 6,5–6,8 pH), mikä on pitkälti seurausta luontaisesta humuskuormituksesta, happamasta maaperästä ja vesistöjen herkkyydestä happamuudelle (Oravainen 1999 12; Hartikainen 2016: 129). Myös pohjavesien pH on Suomessa keskimäärin 6,5. Pohjavesien pH on pitkälti riippuvainen pohjaveden viipymästä maaperässä (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 80). Vesistöjen luontaisessa happamuudessa on kyse nimenomaan hiilihappotasapainosta, jota eri organismit toiminnoillaan säätelevät. Ihmistoiminnasta peräisin olevat sulfaatit kuten rikkihapon suolat ovat merkittäviä happamuuden kasvattajia, etenkin heikon puskurikyvyn vesistöissä. Myös happosateet ja lumien sulamiset voivat kasvattaa happamuutta ja laskea pH:ta vesistöissä. Happosateet saavat aikaan pH:ta laskevien alumiinien ja raskasmetallien liukenemista maasta (Särkkä 1996: 59). Seppäsen (1984: 95) mukaan pH-arvojen ollessa alhaisia, aineet liukenevat veteen helpommin.

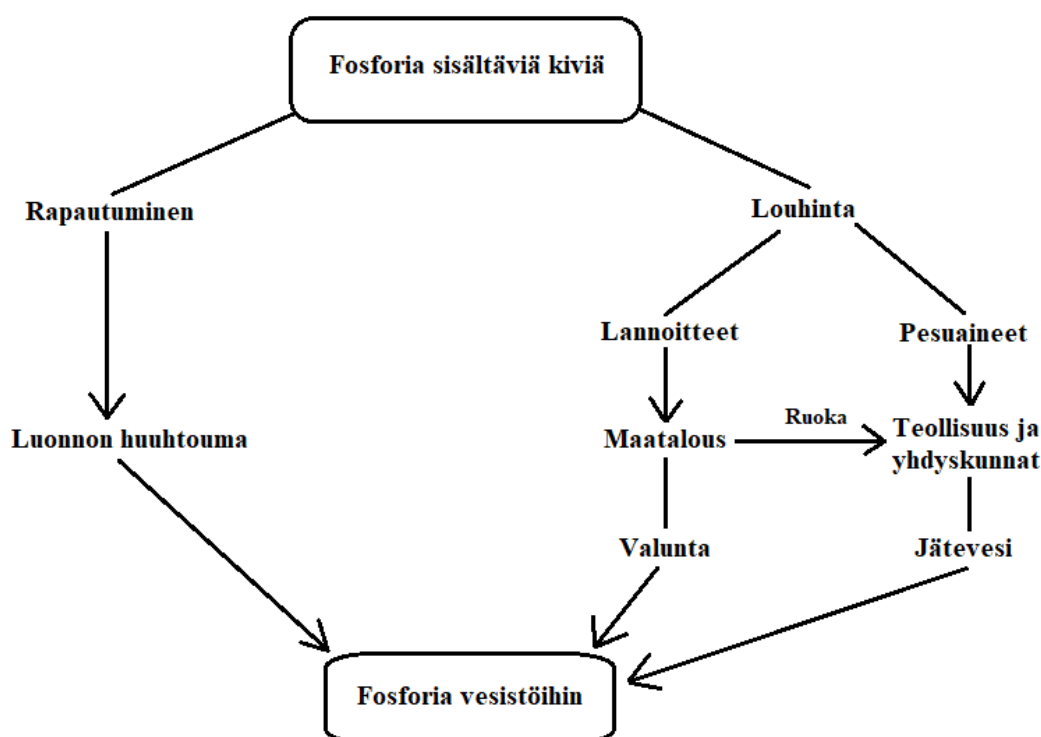
2.3.4 Fosforin ja typen fraktiot

Luonnossa liikkuu useita kasviravinteita kuten fosforia (kuva 2). Kasviravinteet vaikuttavat valaistuksen ja lämpötilan ohella suuresti vesien tuotannon suuruuteen. Tuotannon suuruuden määräävä kasviravinne on niin sanottu minimitekijä. Fosfori toimii usein kasviplanktonin muodostaman perustuotannon minimitekijänä, mutta jos fosforipitoisuudet ovat kokonaisuudessaan hyvin korkeita, voi myös typpi olla minimitekijä. Suuremmat pitoisuudet fosforin ja typen osalta mahdollistavat siis suuremman perustuotannon (Särkkä 1996: 63–64; Filippelli 2002).

Vesissä esiintyy tyypillisesti hyvin pieniä pitoisuuksia fosforia, minkä vuoksi se usein juuri toimii tuotannon minimitekijänä. Liuennut epäorgaaninen fosfaattifosfori (PO_4-P) on liunneen orgaanisen fosforin ja hiukkasmaisessa muodossa esiintyvän fosforin ohella

keskeinen Suomen sisävesissä esiintyvä fosforin muoto (Särkkä 1996: 64). Yhdessä nämä fosforin eri muodot muodostavat kokonaisfosforin vesistöissä. Fosfori ei liiku kovin herkästi pohjaveden mukana, sillä se imeytyy tehokkaasti maaperän hiukkasten pinnalle. Voimakas eroosio vesistön ympäristössä voi kuitenkin aiheuttaa aineiden liukenemista ja fosforin määrän kasvua vedessä. Myös maatalous, sekä asutuksen ja teollisuuden jätevedet nostavat fosforipitoisuuksia, ja ovat usein myös syynä järvien voimakkaalle rehevöitymiselle (Särkkä 1996: 65).

Oravaisen (1999) mukaan kokonaisfosforipitoisuudet karujen ja erittäin rehevien järvien välillä voivat vaihdella pääasiassa 10–100 µg/l välillä. Fosforipitoisuus on usein veden pintaosissa suurempaa kuin pohjalla (Oravainen 1999: 17–19). Etenkin voimakkaan sisäisen kuormituksen seurauksena fosforipitoisuudet voivat loppukesän aikana kasvaa merkittävästi (Eloranta 2005: 15). Fosforipitoisuuksien luokitteluun on olemassa erilaisia viitearvoja, kuten esimerkiksi Forsberg ja Ryding (1980) ovat määritelleet (taulukko 2).



Kuva 2. Fosforin liike luonnossa ja urbaaneissa ympäristöissä Caracoa (1993) mukaillen.

Taulukko 2. Vedenlaadun parametrien viitearvoja Forsbergin ja Rydingin (1980) mukaan.

Kokonaisfosfori (P) µg/l	Kokonaistyyppi (N) µg/l	Luokitus
<15	<400	Karu
15–25	400–600	Lievästi rehevä
25–100	600–1500	Rehevä
>100	>1500	Erittäin rehevä

Särkän (1996: 65) mukaan keskimääräinen fosfaattifosforipitoisuus Suomen järvissä on noin 4 µg/l. Tavallisimmin pohjavesissä ja virtaavissa vesissä esiintyy fosfaatteja enemmän kuin järvivesissä. Talven jälkeiset fosfaattimäärät määrittelevät pitkälti keväisin muodostuvan kasviplanktonin määriä (Särkkä 1996: 64). Horne ja Goldman (1994: 152) kertovat, kuinka etenkin matalissa järvissä fosfaattifosforin liike sedimenttivarastoista järviveteen on hyvin merkittävää. Vesistöissä esiintyy aina typpeä, usein sen kaasumaisessa olomuodossa liuenneena (N₂). Typpeä voi esiintyä myös muun muassa epäorgaanisissa muodoissa ammoniumina (NH₄⁺), nitraattina (NO₃⁻), ureana (CO(NH₂)₂) sekä liuenneina orgaanisina yhdisteinä (Särkkä 1996: 66). Yhdessä nämä eri muodot ilmentävät kokonaistypen määrää vesistöissä (Oravainen 1999: 19). Kokonaistypen määrä vesistöissä vaihtelee suuresti vuodenajoin. Erityisesti keväisin ja kesäisin pitoisuudet vähenevät vesistöjen valon määrän ja perustuotannon kasvaessa (Särkkä 1996: 66).

Typpeä päätyy vesistöihin useista eri lähteistä, kuten esimerkiksi jätevesistä, valumavesistä ja sadevesistä. Jos valuma-alue on hyvin peltoista, voi se näkyä suurina typpikuormina, sillä maanviljelyn toimet voivat lisätä typen huuhtoutumista vesistöihin (Särkkä 1996: 67; Oravainen 1999: 19). Oravainen (1999) on eritellyt erilaisia luokitusrajoja luonnonvesien typpipitoisuuksille (taulukko 3). Luokitusten mukaan pitoisuuserot karun ja kirkkaan vesistön sekä erittäin rehevän vesistön välillä voivat olla jopa useita tuhansia mikrogrammoja litrassa (Oravainen 1999: 20). Typpeä ei juurikaan käytetä rehevyyden määrittelyyn, mutta typpi ja sen eri muodot ovat oleellinen mittari kuvaamaan typen ja fosforin välisen vuorovaikutuksen ja järven tuotannon tasoa. Mikäli typpeä on hyvin rajallinen määrä vedessä, kertoo se Elorannan (2015: 15) mukaan usein voimakkaasta fosforikuormituksesta.

Taulukko 3. Luonnonvesien kokonaistypen luokitusrajoja Oravaisen (1999) mukaan.

Kokonaistyppi (N) µg/l	Luokitus
200–500	Kirkkaat ja luonnontilaiset vesistöt
400–800	Humuspitoiset vesistöt
yli 1000	Erittäin ruskeat vesistöt
2000–4000	Runsaasti viljeltyjen alueiden vesistöt

Vesien tuotantokausien ulkopuolella typpi esiintyy yleensä suurilta osin epäorgaanisena nitraattina (NO₃⁻). Avovesiaikaan järvien levät ottavat nitraatin käyttöönsä, minkä seurauksena sen pitoisuudet laskevat loppukesää kohti mentäessä, jolloin levien määrä on runsaimmillaan (Oravainen 1999: 20). Erityisen herkkiä nitraatille ovat pohjavedet, jotka voivat herkästi kyllästyä nitraatista ihmistoiminnan, kuten maanviljelyn ja metsähakkuiden seurauksena

(Horne & Goldman 1994: 137–141; Juvonen ym. 2017: 12). Korkeat nitraattityypipitoisuudet voivat olla seurausta myös maaperän kuivattamisesta maankäyttömuotojen seurauksena (Burow ym. 2010). Särkän (1996: 67) mukaan nitraattitypen keskimääräiset arvot Suomen järvissä ovat noin 92 µg/l. Maankäyttömuotojen lisäksi nitraattipitoisuuksien kasvua vesistöissä aiheuttavat vaihtelevat ympäristötekijät kuten tulvat ja muutokset alueen kasvillisuudessa (Horne & Goldman 1994: 133; Särkkä 1996: 66–67). Pohjavesien pitoisuuksien tarkastelussa nitraattipitoisuudet toimivat hyvänä ihmistoiminnan indikaattorina (Lehosmaa ym. 2021).

Nitriittipitoisuudet (NO_2^-) ovat yleensä hyvin pieniä Suomen vesissä (noin 1–10 µg/l), sillä kyseessä ei ole pysyvä yhdiste (Oravainen 1999: 21). Usein korkeat nitriittipitoisuudet viittaavat aktiiviseen bakteeritoimintaan vedessä (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 86). Nitraatti- ja nitriittitypen sallitut pitoisuudet talousvedessä ovat 11 mg/l ja 0,15 mg/l. Samat raja-arvot pätevät myös pohjavesiin (Sosiaali- ja terveysministeriö 2001). Korkea bakteerien määrä voi käynnistää vesistöissä nitrifikaatioon liittyviä prosesseja, kun veden ammoniakki hapettuu nitriitiksi ja nitraatiksi. Vastaavasti vesistöissä esiintyy myös bakteerien ylläpitämiä denitrifikaation prosesseja, jotka osaltaan merkkäävät typen poistumista vesistöistä. Denitrifikaatiossa vesistön biologisiin prosesseihin sitoutunut typpi palautuu kaasumaisena muotona (N_2) takaisin ilmakehään (Kuusisto & Seppänen 1986: 284–285).

Ammonifikaatiossa orgaaniseen ainekseen sitoutunut typpi vapautuu veteen, ja muodostaa ammoniumia (NH_4^+). Kyseinen prosessi on yksi luonnon keskeisimmistä ravinteiden kiertoon vaikuttavista prosesseista. Ympäristön olosuhteiden muuttuessa epäedullisiksi esimerkiksi ihmistoiminnan vaikutuksesta voi typen kierto kokonaan estyä, jolloin orgaaniseen ainekseen sitoutunut typpi ei pääse enää tuotannon käyttöön (Seppänen 1984: 96–100). Särkän (1996: 67) mukaan ammoniumtyppeä (NH_4^+) on Suomen järvissä keskimäärin 24 µg/l. Kun pitoisuudet nousevat yli 100 µg/l, voi kyseessä olla vesistö, jossa on hyvin vähähappiset olosuhteet tai paljon jätevesikuormitusta. Suuria ammoniumtyypipitoisuuksia voi myös esiintyä esimerkiksi turvesoiden valumavesissä, jolloin arvot voivat olla välillä 100–300 µg/l.

Yhdyskuntien jätevesien typpi on vesistöihin johdattaessa lähinnä ammoniumtyppenä, minkä vuoksi yhdyskuntien aiheuttamat vesistövaikutukset näkyvät usein suurina ammoniumtypen pitoisuuksina tai niiden nousuna (Oravainen 1999: 21). Usein pellot ja niillä käytetyt typpilannoitteet voivat nostaa vesistöjen ammoniumpitoisuuksia (Vu ym. 2017: 613). Karvosen (2016: 163) mukaan juuri vesiliukoiset fosfaatti, nitraatti ja ammonium ovat vesistöjen rehevöitymisen kannalta haitallisimpia yhdisteitä, sillä eri levälajikkeet saavat ne helposti käyttöönsä ja kasvavat näin runsaammin.

2.3.5 Piidioksidi (SiO_2)

Piidioksidi on yksi yleisimmistä epäorgaanisista liuenneista aineista vesistöissä (Fitts 2002: 284). Sitä on yleensä runsaasti makeissa vesissä, ja se on merkittävä aines piilevien sekä vesikasvien ja -sienien kannalta. Piidioksidin keskimääräinen pitoisuus vesistöissä maailmanlaajuisesti on 13 mg/l. Pohjavesissä arvo on yleensä hieman korkeampi. Piidioksidia päätyy järvioltaisiin pääasiassa lasku-uomista ja pohjavedestä (Wetzel 2001: 323–324). Suomen vesistöissä piidioksidia on keskimäärin 5–6 mg/l (Järnefelt 1958: 128).

Suomen pohjavesien piipitoisuus on usein 5–40 mg/l, mutta yli 20 mg/l pitoisuudet ylittyvät vain hyvin harvoin. Happamissa ja neutraaleissa ympäristöissä pitoisuudet ovat usein alhaisia, sillä piitä sisältävät ainekset kuten savimineraalit, maasälpä, kvartsi ja muut silikaattimineraalit liukenevat heikosti näissä olosuhteissa (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 82). Piidioksidi toimii pohjaveden luonnollisena merkkiaineena siksi, että sadevedet eivät sisällä sitä. Piidioksidia on siis sitä enemmän, mitä kauemmin vesi on ollut maaperässä, ja tämän vuoksi piidioksidin avulla on mahdollista arvioida muun muassa veden viipymää maaperässä (Leibundgut ym. 2009: 322–333). Isokankaan ym. (2019: 7) tutkimuksessa osoittautui, että piidioksidin pitoisuudet vedessä laskevat, kun pintaveden vaikutus lisääntyy. Piidioksidin määrä on usein siis korkeampi, mitä suurempi osuus vedestä on pohjavettä.

2.3.6 Hiilen kokonaismäärä

Orgaaninen ja epäorgaaninen hiili esiintyvät vesistöissä partikkeleina, liuenneina ja kaasumaisina muotoina (Rantakari ym. 2008: 151). Kortelaisen (1993: 1482) mukaan vedessä olevaan hiilen kokonaismäärään vaikuttaa useat tekijät, kuten ilmastolliset ja hydrologiset olosuhteet. Etenkin valuma-alueen erilaiset suotyypit ja maankäyttömuodot aiheuttavat vaihteluja hiilen kokonaismäärissä. Määrät ovat suurimmillaan pienissä ja matalissa järvissä suurten valuma-alueiden yhteydessä. Suomen soinen maaperä on oleellinen syy orgaanisen aineen runsaudelle vesistöissä. Paikallisella tasolla myös maatalous, metsätalous, ojitukset ja turvetuotanto kasvattavat orgaanisen aineksen määrää vesistöissä. Lisäksi ilmastomuutoksen seurauksena muun muassa kohoavat lämpötilat lisäävät orgaanisen aineksen hajoamista ja mineralisoitumista, minkä seurauksena pitoisuudet vesistöissä voivat nousta (Sarkkola ym. 2014: 5–6). Eliöiden ja mikrobien elintoimintojen synnyttämä orgaaninen aine on tärkeä veden laatua kuvaava tekijä, joka muun muassa säätelee veden väriä, lämpötilaa, valaistusolosuhteita ja perustuotantoa. Perinteinen orgaanisen aineksen mittari on orgaanisen hiilen kokonaismäärä (engl. *total organic carbon*, TOC) (Sarkkola ym. 2014: 5–6).

Ojitukset lisäävät orgaanisen aineksen lisäksi myös raudan huuhtoutumista, jolloin sekä raudan että hiilen pitoisuudet kasvavat merkittävästi (Kortelainen 1993: 1480–1481). Huuhtoumien kasvu yleisellä tasolla on seurausta erityisesti kasvaneesta ojitusten määrästä, ja siitä että vesi ei enää virtaa suodattavien suoalueiden läpi luonnontilaisesti, vaan sen sijaan kulkeutuu suoraan ojien kautta vesistöihin (Nieminen & Sallantausta 2020: 207). Rantakari ym. (2008: 151) mukaan Suomen boreaalisten alueiden järvien keskimääräinen orgaanisen hiilen kokonaismäärä on 7,8 mg/l. TOC-arvojen seurannat ovat osoittaneet, että erityisesti juuri valuma-alueiden suuri koko on omiaan nostattamaan TOC-arvoja vesistöissä (Vuorenmaa ym. 2006: 47).

Epäorgaaninen hiili (engl. *total inorganic carbon*, TIC) esiintyy ilmakehässä pääasiassa hiilidioksidina (CO_2). Vesistöihin liuetessa hiilidioksidi muuttuu pH:sta riippuen muun muassa erilaisiksi karbonaateiksi (CO_3^{2-}), kuten bikarbonaateiksi (HCO_3^-) (Dodds 2002: 232). Maaperässä TIC muodostuu erilaisista karbonaattimineraaleista, kuten kalsiitista (CaCO_3) ja dolomiitista (MgCO_3) (Nimmo 2005). Koska TIC on maaperässä eri mineraaleina, voivat rapautumisprosessit valuma-alueilla saada TIC-pitoisuuksia koholle (Rantakari ym. 2008: 157). Suomen boreaalisten alueiden järvien keskimääräinen epäorgaanisen hiilen kokonaismäärä on 1,6 mg/l. Epäorgaanisen hiilen kokonaismäärä on korkeimmillaan maatalousalueilla ja matalimmillaan suoalueilla. Kohonneet TIC-pitoisuudet ovat yhdistettävissä valuma-alueen maatalousvaltaiseen maankäyttöön, siinä missä kohonneet TOC-pitoisuudet ovat enemmän yhdistettävissä soisiin valuma-alueisiin. Epäorgaanisen hiilen kokonaismäärän alkuperää ja käyttäytymistä vesistöissä on tutkittu varsin vähän verrattuna orgaanisen hiilen ominaisuuksiin (Rantakari ym. 2008: 151–152).

2.4 Vesistöjen vedenlaatu

2.4.1 Pohjaveden laatuun vaikuttavat tekijät

Pohjaveden laatuun vaikuttaa se, kuinka paljon siihen on liennut erilaisia aineita, kuten elektrolyyttejä tai humusaineita. Liukenevien aineiden määrä riippuu pitkälti erilaisista ympäristötekijöistä, kuten ilmakehässä olevasta vedestä, maa- ja kallioperän koostumuksesta ja maannoksesta, sekä eliöiden ja ihmisten vaikutuksesta (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 64). Erilaiset maannostyyppit kuvastavat sitä maaperän pintakerrosta, jossa kasvien juuret kasvavat. Maannostyyppit vaihtelevat alueittain (Baldwin ym. 1938: 979).

Pohjavedessä esiintyviä ihmistoimintaa merkkavia aineita ovat yleensä nitraatti (NO_3), kloori (Cl), kalium (K), natrium (Na), rauta (Fe), sinkki (Zn), kupari (Cu) ja nikkeli (Ni). Eniten näitä aineita päätyy pohjaveteen maa- ja metsätalouden seurauksena esimerkiksi

lannoitteiden kautta, paikallisen teollisuuden jätevesistä, asutuksesta, sekä tieliikenteestä ja teiden suolauksesta (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 73). Tiestöä suunniteltaessa on kiinnitettävä huomiota lähteiden sijaintiin, sillä tien rakentaminen ja käyttö ei saa sijoittua niiden vaikutusalueelle. Tällä minimoidaan pohjavesien pilaantumisvaaraa ja haitallista pohjaveden purkautumista (Joensuu ym. 2019: 34). Haja-asutusalueilla likaantuminen voi olla seurausta navettojen, sikaloiden, ulkokäymälöiden tai puutarha- ja peltolannoituksen käytöstä. Pohjaveden likaantuminen on mahdollista myös ilman varsinaista suorien vierasaineiden pääsyä pohjaveteen. Tämä on usein seurausta hiekan ja soran otosta, ojituksesta tai maankaivuusta (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 142).

Koska Suomessa pohjavedet ovat pääosin kohtalaisen lähellä maanpintaa, voi niihin kohdistua useita pilaantumisen uhkia. Erityisesti ihmistoiminta voi merkittäväällä tavalla heikentää pohjavesien laatua, sillä suojaava maanpinnan kerros on niin ohut (Britschgi ym. 2009: 31). Pohjavesialueilla myös vedenjohtavuus on usein kohtalaisen suuri, mikä edelleen nostaa pilaantumisen riskiä (Britschgi ym. 2018: 21). Suomessa erityistä uhkaa pohjavesialueisiin kohdistuu metsätaloudesta. Etenkin alueilla, joissa pohjaveden pinta on hyvin lähellä maanpintaa, voivat ojitukset vaarantaa pohjaveden laatua. Ojitusten haitat eivät rajoitu vain pohjaveden laatuun, sillä myös määrällisiä haittoja voi esiintyä. Ojien kaivamisen seurauksena pohjavettä voi purkautua pisteistä, joista se ei ilman ojituksia luonnollisesti purkautuisi. Ojien kaivuusyvyyttä säätelämällä voidaan vaikuttaa purkautumisen määrään (Joensuu ym. 2019: 10). Rossin ym. (2010: 41) mukaan metsäojitus harjualueiden reunalla vaikuttaa purkautuvan pohjaveden määrään haitallisesti. Hakkuut metsätalousalueilla useimmiten aiheuttavat nitraattipitoisuuksien nousua pohjavesissä, kun nitraattia huuhtoutuu maaperässä alaspäin tavallista enemmän (Rusanen ym. 2004; Joensuu ym. 2019: 10). Myös kunnostusojitukset nostavat valumavesien kiintoaine- ja ravinnepitoisuuksia. Pitoisuuksien kasvut näkyvät myös pohjavesissä (Joensuu ym. 2019: 37).

2.4.2 Pohjavesien laatuluokittelu Suomessa

Erilaisten ympäristötekijöiden vuoksi pohjavedet eivät ole jakautuneet tasaisesti tai säännöllisesti maaperään ja niiden laatu vaihtelee. Esimerkiksi hiekkaisilla harjualueilla pohjavedet ovat usein happipitoisuudeltaan runsaita ja ominaisuuksiltaan hyvälaatuisia. Luokittelun avulla saadaan tietoa pohjavesien tarkasta sijainnista, virtausolosuhteista, laadusta ja soveltuvuudesta vedenottoon. Luokittelussa huomioidaan myös pohjavesivarojen suojelutarve, minkä ansiosta pohjavesialueiden valvonta ja suojeleminen, sekä yhdyskuntasuunnittelu ovat tehokkaampia, kun arvokkaat pohjavesivarat ovat tiedossa (Britschgi ym. 2009: 17–11).

Pohjavesiä jaotellaan luokkiin niiden käyttökelpoisuuden ja suojelutarpeen mukaan (taulukko 4). Luokkia voidaan tarpeen mukaan myös yhdistää, mikäli kyseessä on esimerkiksi vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue, jonka yhteydessä alueen pintavesi- tai maavesiekosysteemi on suoraan pohjavedestä riippuvainen. Tällöin alue luokitellaan määrityksellä 1E (Britschgi ym. 2018: 45).

Taulukko 4. Pohjavesien luokittelu Suomessa (Britschgi ym. 2018).

Luokittelu	Selitys
1	Vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue
2	Muu vedenhankintaan soveltuva pohjavesialue
E	Pohjavesialue, jonka pohjavedestä pintavesi- tai maavesiekosysteemi on suoraan riippuvainen

2.4.3 Järvien kuormitus

Vesien laatuun vaikuttavia tekijöitä on mahdollista tarkastella niiden kuormittavuuden perusteella. Järvien morfometriset ominaisuudet kuten pinta-ala, syvyysvyöhykkeet ja niiden tilavuudet, sekä rannan rikkonaisuus vaikuttavat järveen kohdistuvaan ulkoiseen eli järven valuma-alueelta tulevaan kuormitukseen (Eloranta 2005: 18–20). Ulkoista kuormitusta on kahdenlaista: pistekuormitusta ja hajakuormitusta eli diffuusiokuormitusta. Pistekuormitus on suppealla alueella tapahtuvaa ja siten myös helpommin paikannettavaa toimintaa, kuten esimerkiksi tehtaiden ja kaatopaikkojen aiheuttama kuormitus. Hajakuormitusta puolestaan tapahtuu paljon laajemmalla alalla, kuten esimerkiksi happamien sateiden ja torjunta-aineiden käytön seurauksena. Hajakuormituksen tarkka paikantaminen ja mittaaminen on usein haasteellista laaja-alaisuuden ja pienten pitoisuuksien vuoksi (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 73). Usein mitä pienemmästä järvestä on kyse, sitä herkempi se on valuma-alueelta tulevalle kuormitukselle ja järven sisäiselle kuormitukselle. Tällaiset järvet ovat usein pienen puskurikyvyn omaavia latvajärviä, joissa jo pienikin kuormituslähde vaikuttaa suuresti kokonaiskuvaan (Eloranta 2005: 21).

Ulkoinen kuormitus on usein sitä suurempaa, mitä pienempi järven tilavuus on. Jos järvi on muodoltaan pitkä tai siinä on runsaasti lähtia, voi vedenlaatu vaihdella suuresti eripuolilla järveä. Järven syvyyden vaihteluilla voi olla hyvin suuri vaikutus vedenlaatuun. Jos järven syvien kerrosten tilavuus on huomattava, tapahtuu suuri osa perustuotannon ja ulkoisen kuormituksen aiheuttamasta hajotustoiminnasta järven syvissä osissa. Tällöin pohjasedimenttien happipitoisuus pysyy paremmalla tasolla ja sisäinen kuormitus vähenee, sillä

hajotustoiminnan ansiosta sedimentteihin ei pääse kertymään happea kuluttavaa ainesta (Eloranta 2005: 18–20).

Ulkoinen kuormitus koostuu usein orgaanisesta aineksesta, ravinteista, jätevesikuormituksesta ja ilmalaskeumasta. Ulkoinen ravinnekuormitus on usein vahvasti riippuvainen valuma-alueen kallioperästä, maaperästä ja hydrologisista ominaisuuksista, sekä valuma-alueella tehdyistä maa- ja metsätalouden toimista. Elorannan (2005: 23–24) mukaan esimerkiksi peltojen hajakuormitusta ja sen laatua määrittelevät pellon maalajit, viettävyys ja lannoituksen käyttö. Viljelyn myötä vesiin voi päätyä vuodessa jopa 54–250 kg/km² fosforia ja 800–2200 kg/km² typpeä (Tattari & Linjama 2004: 27). Metsistä tuleva hajakuormitus puolestaan riippuu tehdyistä metsätaloustoimenpiteistä, kuten hakkuista ja ojituksista, sekä niiden ajallisesta kestosta (Eloranta 2005: 24). Koska metsien puustolla on haihduntaa lisäävä vaikutus, aiheuttavat hakkuut kokonaisvalunnan kasvua (Seuna ym. 1986: 397).

Ulkoisen kuormituksen lisäksi myös vesistön sisäisen kuormituksen määrittely on tärkeää, jotta järven tilasta voidaan muodostaa realistinen ja kokonaisvaltainen kuva. Sisäinen kuormitus muodostuu pohjasedimenttien ja veden välisestä ainevirtauksesta, sillä pohjasedimentit toimivat ravinteita sitovina varastoina. Erilaiset prosessit kuten diffuusio, sekoitusvirtaus tai kalojen ja muiden pohjaeliöiden tekemä pohjan pöyhiminen eli bioturbaatio vapauttaa ravinteita takaisin veteen. Jos järven kunto on hyvä, on ravinteiden vuosittainen nettosiirtymä vedestä sedimenttiin suuntautuvaa. Jos järvi rehevöityy äkillisesti, voi syynä olla pitkällä ajalla sedimentteihin sitoutuneiden ravinteiden nopea purkautuminen takaisin veteen. Jos vedessä oleva fosfori ei kerkeä sedimentoitua yhtä nopeasti kuin sedimentteihin sitoutunut fosfori purkautuu, järven fosforipitoisuus nousee. Tämä edelleen voimistaa järven tuotantoa ja hapenkulutusta (Eloranta 2005: 24–25).

Runsaan sisäisen kuormituksen järvissä järvien tulovirtaama voi parhaillaan kohentaa vedenlaatua merkittävästi. Usein tulovirtaama on kuitenkin suurin kuormitusta aiheuttava tekijä. Tästä syystä esimerkiksi kunnostustoimia suunniteltaessa on tärkeää mitata ja määrittää järven suurimmat tulovirtaamalähteet ja niiden kuljettama kuorma. Sokkeloisissa järvissä vesi vaihtuu huonommin kuin muodoltaan yhtenäisissä järvissä. Jos järven suurimmat tulouomat ovat lähellä järven lähtöuomaa, hidastaa se merkittävästi veden vaihtumista järvessä. Järven tilan kannalta otollisimmat olosuhteet ovat silloin, kun suurin tulouoma on vastakkaisella rannalla lähtöuomaan nähden (Eloranta 2005: 20–21). Sisäinen kuormitus on usein seurausta pitkään jatkuneesta ulkoisesta kuormituksesta, ja ulkoisen kuormituksen väheneminen usein kiihdyttää sisäistä kuormitusta. Jos ulkoinen kuormitus on ollut riittävän pitkäkestoista ja

runsasta, voi sisäinen kuormitus jatkua vuosikymmeniä vielä ulkoisen kuormituksen päättymisen jälkeenkin (Søndergaard ym. 1999; Søndergaard ym. 2003).

Mikäli fosforipitoisuuksien määrät järvessä kasvavat matalan virtaaman aikana, on se usein merkki suuresta sisäisestä kuormituksesta. Mikäli pitoisuudet puolestaan kasvavat kevät- ja syystulvien aikaan, on se merkki valuma-alueelta tulevasta ulkoisesta kuormituksesta. Pitoisuuksien nousu kesäisin sisäisen kuormituksen vaikutuksesta voi olla monen eri tekijän summa. Muun muassa särkikalojen vaikutus kesän alusta lähtien voi saada pitoisuudet nousuun. Myös voimakas fotosynteesi järvessä, sekä siihen liittyvä pH:n nousu tai leväkukintojen vajoamisen ja hajoamisen seurauksena vapautuva pii aiheuttavat fosforin vapautumista pohjasedimenteistä. Myös aallokolla voi olla vaikutusta, sillä voimakas aallokko voi sekoittaa pintasedimenttejä veteen, jolloin tapahtuu resuspensiota eli pöyhiintymistä ja fosforin vapautumista järveen (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005: 66–67).

2.4.4 Metsätalouden ja soiden ennallistamistoimien vaikutukset

Joensuun ym. (2019: 6) mukaan metsätalous aiheuttaa keskimäärin noin 6 % fosforin kokonaiskuormituksesta ja 5 % typen kokonaiskuormituksesta vesistöalueilla Suomessa. Kun tähän lasketaan edelleen mukaan metsäojitusten ojituslisä, kasvaa fosforin kuorma noin 20 % ja typen kuorma noin 15 % (Nieminen ym. 2020). Juuri metsätalouden hajakuormitus on Suomen pintavesiä laaja-alaisimmin heikentävä kuormituslähde (Aroviita ym. 2014: 3). Herkimpiä kuormitukselle ovat latvavedet, joihin kohdistuu vain vähän muuta kuormitusta (Joensuu ym. 2019: 7). Metsätalouden seurauksena typen ja fosforin, sekä kiintoaineen huuhtoumat kasvavat erityisesti ojitusten, hakkuiden ja lannoituksen seurauksena. Vaikutukset ovat usein pitkäkestoisia ja ne vaihtelevat toimenpiteiden mukaan, minkä vuoksi kuormitusarvioiden määrittäminen voi olla haastavaa (Seuna ym. 1986: 401; Kenttämies 2006: 9).

Metsätalouden aiheuttama vesistökuormitus jakaantuu ravinne-, kiintoaine-, metalli-, happamuus- ja humuskuormitukseen. Kiintoainetta vesistöihin päätyy pääasiassa kunnostusojitusten valumavesien mukana. Kiintoaineeseen on usein sitoutuneena typpeä ja fosforia. Kuormitusmäärät ovat erityisen suuria niissä toimenpiteissä, joissa johdetaan vettä pois metsän uudistusalueelta, kuten ojitusmätätyksessä. Hakkuiden seurauksena vesistöihin päätyy hakkuutähteistä vapautuneita ravinteita. Erityisen suurta kuormitusta aiheutuu turvemailla tehdyistä metsätalouden toimenpiteistä (Joensuu ym. 2019: 7). Hakkuiden seurauksena typen pitoisuudet kasvavat valumavesissä, kun typpeä sitova kasvillisuus vähenee ja huuhtoumat kasvavat (Palviainen ym. 2005: 165). Myös fosforin huuhtoumat kasvavat

metsätaloudesta aiheutuvista eroosioprosesseista etenkin turvevaltaisilla alueilla. Huuhtouman määrään vaikuttaa oleellisesti ojitusten määrä alueella, biomassan häviäminen ja pohjaveden nousu (Seuna ym. 1986: 400; St-Hilaire ym. 2015: 282).

Vesistöjen valuma-alueilla tehdyt luontotyyppien ennallistamistoimet esimerkiksi soilla voivat merkittävästi vaikuttaa vesistöjen kuormituksen määrään ja laatuun (Ilmonen ym. 2006; Kareksela ym. 2021). Soiden ennallistamisella pyritään palauttamaan soita mahdollisimman luonnonmukaiseen tilaan. Ennallistamistoimet liittyvät pääasiassa vanhoihin soiden ojituksiin, jotka ovat usein kuivattaneet soita. Ennallistamistoimilla on aina vaikutuksia suon lähialueen luontoon. Ennallistamistoimet vaikuttavat usein merkittävästi myös lähialueen vesistöihin, joiden valumavedet ovat peräisin suoalueilta. Erityisesti typen ja fosforin määrissä voi esiintyä lyhytaikaisia muutoksia ennallistamistoimien jälkeen. Fosforipitoisuuksien on havaittu olevan korkeimmillaan noin kahden vuoden ajan ennallistamistoimien päättymisestä (Kareksela ym. 2021: 35–38).

Metsäojitettujen soiden vesistöihin aiheuttama ravinnekuormitus on usein hyvin suurta. Näiden soiden ravinnekuormitus on myös suhteellisen pysyvää, vaikka aiemmin on uskottu kuormituksen suurimpien vaikutusten loppuvan 10–20 vuoden jälkeen ojituksista. Ojitusten aiheuttamaa luonnontilaista kuormitusta suurempaa kuormitusta kutsutaan ”ojituslisäksi” (Kareksela ym. 2021: 35). Niemisen ja Sallantauksen (2020: 207) mukaan Suomessa suometsätalouden aiheuttama vuosittainen typen kokonaiskuormitus on noin 8500 tonnia ja vastaavasti fosforin kokonaiskuormitus noin 590 tonnia. Näistä arvioista ojituslisän osuus typen kokonaiskuormituksesta on 8000 tonnia ja fosforin osalta 500 tonnia. Ojituslisä huomioituna suometsien kuormitusarviot siis moninkertaistuvat. Myös ilmaston lämpenemisellä voi olla vaikutusta kuormitukseen, sillä lämpeneminen lisää orgaanisen aineksen hajoamista ja ravinteiden vapautumista ojitetuilla soilla, minkä seurauksena kuormitus kasvaa (Kareksela ym. 2021: 35).

Soiden ennallistamistoimien avulla pyritään pääsemään eroon erityisesti ojitusten aiheuttamasta ojituslisästä ravinnekuormituksessa, mikä on merkittävä hyöty muun muassa ekosysteemillepalveluille soiden alapuolisissa vesiekosysteemeissä. Tämä on etenkin pitkän aikavälin hyöty. Muutamien vuosien jälkeen ennallistamistoimista ravinnepitoisuudet laskevat lähemmäs luonnollista tasoa (Kareksela ym. 2021: 38–51).

2.4.5 Järvien kunnostustoimenpiteet

Suomessa hyväkuntoiset järvet ovat pääasiassa pinta-alaltaan suuria ja sijaitsevat kaukana asutuksesta. Järvien kunnot ovat viime aikoina kohentuneet, kun yhdyskuntien ja teollisuuden

kuormitus on vähentynyt jätevesien tehokkaamman puhdistuksen myötä. Valuma-alueiden tuomaan hajakuormitukseen tai järvien sisäiseen kuormitukseen on hankalampi puuttua. Juuri hajakuormitus ja sisäinen kuormitus ovat esimerkiksi suurimpia leväkukintojen aiheuttajia järvissä (Lehtoranta 2005: 9). Kunnostustoimenpiteillä pyritään aina ensisijaisesti vähentämään ihmisten aiheuttamaa vaikutusta järviin, eikä muuttamaan niiden mahdollista luonnontilaa. Jotkut järvet ovat luonnostaan reheviä ihmisistä riippumattomista syistä, eikä niitä tällöin ole lähtökohtaisesti tarpeen kunnostaa (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005: 63).

Järvien kunnostamisen tavoitteena on säilyttää tai palauttaa järvi mahdollisimman luonnonmukaiseen tilaan, jossa rehevöitymistä aiheuttavat prosessit vähenevät tai jopa häviävät. Varsinaiseen järvien kunnostamiseen ei ole perinteisesti kuulunut järven valuma-alueella tehtävät toimenpiteet, kuten haja- ja pistekuormitusten vähentäminen. Kunnostustoimenpiteiden määrittely on kuitenkin murroksessa, ja nykyisin pidetään tavoiteltavana saada muutosta aikaan myös kauempana valuma-alueella. Tätä tavoitetta tukevat myös Euroopan unionin vesipuitedirektiivi ja siitä johdettu Suomen kansallinen lainsäädäntö (Lehtoranta 2005: 9). Vesipuitedirektiivissä määritellään Euroopan unionin yhteiset vesipolitiikan linjaukset, ja direktiivillä pyritään suojelemaan ja parantamaan vesien tilaa, ja estämään niiden heikkeneminen (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY).

2.4.6 Pintavesien laatuluokittelu Suomessa

Pintavesimuodostumien luokittelun avulla eri vesistöille voidaan asettaa yksilöllisiä tilatavoitteita, jolloin myös vesienhoitosuunnitelmia on mahdollista kohdistaa tarkemmin vastaamaan jokaisen vesistöyksikön ominaisia tarpeita (Aroviita & Mitikka 2019: 11–12). Suomen pintavesiä luokitellaan ekologisen tilan perusteella viiteen luokkaan (taulukko 5).

Taulukko 5. Sisävesien laatuluokittelun viitearvoja Mitikan (2015) mukaan. Luokat ovat erinomainen (I), hyvä (II), tyydyttävä (III), välttävä (IV) ja huono (V).

	I	II	III	IV	V
Kokonaisfosfori (µg/l)	<12	<30	<50	50–100	>100
Happipitoisuus päällyysvedessä (%)	80–110	80–110	70–120	40–150	Vakavia happiongelmiä

2.5 Isotooppihydrologia

2.5.1 Veden stabiilit isotoopit

Vedyn (^2H) ja hapen (^{18}O) stabiilit isotoopit ovat oleellinen osa hydrologisia tutkimuksia. Isotooppimenetelmät hydrologisissa tutkimuksissa ovat yleistyneet 1960-luvulta lähtien. Menetelmiä on etenkin hyödynnetty veden kulkureitin jäljittämiseksi pienvesistöissä, kun on

tutkittu, mihin satanut vesi sateen jälkeen vesistöissä päätyy (Vitvar ym. 2005: 151). Veden stabiilien isotooppien avulla vesinäytteestä voidaan erottaa, onko vesi ollut vesialtaassa jo ennen sateita. Tämä on mahdollista siksi, että vasta sataneen veden isotooppikoostumus on erilainen kuin muualta vesistöön saapuneen veden. Myös pohjaveden ja pintaveden erottaminen toisistaan isotooppien avulla on mahdollista, sillä vedyn ja hapen stabiilien isotooppien määrä pohjavesissä on usein pienempää kuin pintavesissä (Kalbus ym. 2006: 879). Kun vesi kiertää ilmakehän kautta hydrologisessa kierrossa, muuttuvat isotooppien runsaussuhteet vedessä. Suhteiden vaihtelu on seurausta hapen ja vedyn isotooppien vesimolekyylien erilaisista fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista (Karhu 2001: 35).

Isotooppeja on mahdollista tunnistaa niiden keskinäisten massaerojen avulla. Aineiden atomit rakentuvat protoneista ja neutroneista. Protoneiden määrä kertoo mistä alkuaineesta on kyse, ja neutronien määrä kertoo mistä alkuaineen isotoopista on kyse. Neutronien lukumäärästä riippuen kyseessä on epästabiili tai stabiili isotooppi. Epästabiilit isotoopit voivat hajota nopeasti luonnostaan, mutta stabiilit isotoopit sen sijaan ovat kestävämpiä, eivätkä rappeudu kovinkaan helposti (Clark & Fritz 1997: 2).

Neutronien eri lukumäärien aiheuttamista massaeroista johtuen aineiden reaktioajat vaihtelevat. Reaktioaikojen vaihtelu puolestaan saa aikaan isotooppien osittumisen (engl. *partitioning*) eli fraktioitumisen (Clark & Fritz 1997: 6). Fraktioitumisessa isotooppikoostumukset muuttuvat muun muassa haihdunnan, tiivistymisen, jäätyminen tai sulamisen seurauksena. Esimerkiksi kun merestä haihtuu vettä, isotooppien määrät merivedessä muuttuvat eli köyhtyvät huomattavasti, jolloin hapen isotooppi (^{18}O) vähenee 12–15 % ja vedyn isotooppi (^2H) 80–120 %. Haihtumisen seurauksena veteen jää enemmän raskaita isotooppeja, sillä kevyemmät isotoopit irtaantuvat haihdunnassa helpommin (Freeze & Cherry 1979: 138). Raskaat isotoopit pintavesissä ovat runsaimmillaan kuivina, lämpiminä ja sateettomina aikoina (Isokangas ym. 2017: 2528).

Vaikka erilaisia aineiden isotooppeja löytyy ympäristöstä useita, vain muutamat niistä ovat merkittäviä. Ympäristöisotoopit ovat niitä isotooppeja, joita löytyy ympäristöstä luonnostaan. Ympäristöisotooppeja muodostavia alkuaineita ovat vety (H), hiili (C), typpi (N), happi (O) ja pii (S), ja niistä koostuvat yhdisteet muodostavat perustan monille hydrologisille, geologisille ja biologisille prosesseille. Näiden alkuaineiden stabiilit isotoopit toimivat luonnollisina merkkiaineina veden, hiilen, ravinteiden ja liuenneiden aineiden kiertokulussa (Clark & Fritz 1997: 5–6).

2.5.2 Hapen ja vedyn isotooppikoostumusten määrittely

Tarkkojen isotooppisuhdelukujen ja -tasapainojen laskeminen on haasteellista. Tästä syystä lukuja tarkasteltaessa on tärkeää vertailla stabiilien isotooppien konsentraatioiden vaihtelua. Konsentraatioarvot saadaan, kun isotooppinäytteistä saatuja suhdelukuja vertaillaan referenssistandardeihin. Näiden arvojen välisestä suhteesta saadaan varsinainen konsentraatioarvo, jota kuvataan delta-arvolla δ (Clark & Fritz 1997: 6). δ -arvo kertoo isotooppisuhteiden ($\delta^2\text{H}$ tai $\delta^{18}\text{O}$) poikkeaman merivesistandardista (engl. *Vienna Standard Mean Ocean Water*, VSMOW), ja luku ilmoitetaan promilleina. VSMOW:n δ -arvot ovat sekä hapen että vedyn suhteen nollia (Karhu 2001: 35–36).

Hapen stabiilin isotoopin ^{18}O δ -arvot vaihtelevat luonnon sadevesissä välillä -62 ‰ ja +4 ‰ ja vedyn stabiilin isotoopin ^2H δ -arvot vaihtelevat välillä -500 ‰ ja +40 ‰. Arvot ovat hyvin paljon vallitsevista olosuhteista riippuvia. Keskimäärin arvot kuitenkin seuraavat meteoristen vesien GMWL-suoraa (engl. *global meteoric water line*), joka on empiirinen riippuvuussuhde, ja joka kuvaa vedyn ja hapen stabiilien isotooppien välistä suhdetta maailmanlaajuisesti (Criss 1999: 91). GMWL-suoran yhtälö (8) voidaan esittää seuraavan kaavan avulla (Criss 1999: 91):

$$\delta D = 8\delta^{18}\text{O} + 10 \quad (8)$$

Meteoriselle suoralle sijoittuvat vesinäytteet kertovat siitä, että vesinäytteen isotooppeihin ei ole juurikaan kohdistunut muutosta aikaansaavia prosesseja, kuten fraktioitumista, vaan ne ovat peräisin meteorisista vesistä. Meteoriset vedet ovat vesiä, jotka ovat lähtöisin ilmakehästä. Ne ilmenevät muun muassa vesi- ja lumisateena, sekä pinta- ja pohjavesinä. Tästä syystä pohjavedet usein sijoittuvat tarkasteluissa lähelle meteorisia suoria, sillä pääosin sadevesistä syntyneisiin pohjavesiin harvoin kohdistuu fraktioitumista aiheuttavaa haihduntaa (Isokangas 2013: 20).

Dansgaardin (1964: 437) mukaan etenkin pohjoisella pallonpuoliskolla hapen ja vedyn stabiilit isotoopit noudattavat suhteellisen tarkkaan GMWL-suoraa. Koska GMWL-suora kuitenkin yleistää alueellisia isotooppisuhteita, on tärkeää luokitella myös alueelliset meteoriset suorat (engl. *local meteoric water lines*, LMWL) yksilöllisesti. Nämä tutkimusalueisiin sidotut LMWL-suorat ottavat tarkemmin huomioon kunkin alueen poikkeavat ja yksilölliset ympäristöolosuhteet, kuten lämpötilat ja sademäärät, jotka vaikuttavat isotooppien koostumukseen (Clark & Fritz 1997: 51). Suomelle määritellyn LMWL-suoran yhtälö (9) on Kyllösen (2018: 42) mukaan seuraava:

$$\delta^2 H = 7,78 \cdot \delta^{18} O + 6,83 \text{ ‰} \quad (9)$$

Isotooppikoostumusten arvoihin vaikuttavat vahvasti korkeus merenpinnasta sekä sijainti leveysasteilla (Criss 1999: 92). Karhun (2001: 35) mukaan suomalaisten järvien isotooppikoostumukset keskimäärin poikkeavat jonkin verran GMWL-suorasta. Suurin poikkeamaa aiheuttava tekijä on järviin kohdistuvan haihdunnan määrä, jonka seurauksena järvivedet rikastuvat vedyn ja hapen raskaiden isotooppien suhteen. Tämän myötä järvivedet muodostavat oman ryhmänsä isotooppikoostumuksissa, joka eroaa sadannan ja sadannan imeytymisen myötä syntyneiden pohjavesien isotooppikoostumuksista (Karhu 2001: 35).

Matalalla maaperässä sijaitsevista pohjavesisysteemeistä hapen ja vedyn stabiilien isotooppien koostumukset määräytyvät pitkälti maaperään päätyneiden sadevesien koostumusten mukaan (Freeze & Cherry 1979: 138). Suurin osa matalista pohjavesistä mukailee GMWL-suoraa. Yleensä suuri osa sadannasta imeytyy paikallisiin pohjavesisysteemeihin, minkä vuoksi pohjavesistä on luontevaa laskea meteorista alkuperää olevien vesien stabiileja isotooppeja (Criss 1999: 93). Kortelainen ja Karhu (2004: 149) ovat tutkimuksessaan määrittäneet empiiriset yhtälöt (10 ja 11) Suomen pohjavesien keskimääräisille hapen ja vedyn isotooppikoostumuksille. Nämä yhtälöt ovat riippuvaisia vuotuisesta lämpötilasta:

$$\delta^{18} O = 0,53t_a - 14,42 \quad (10)$$

$$\delta^2 H = 4,51t_a - 106,15 \quad (11)$$

missä t_a tarkoittaa vuoden keskilämpötilaa maanpinnalla (°C).

Kortelaisen ja Karhun (2004) tutkimuksen tulokset osoittivat, että Suomessa pohjavesien $\delta^{18}O$ -pitoisuudet vaihtelevat keskimäärin välillä -15,56 ‰ ja -11,56 ‰, ja δ^2H -pitoisuudet vaihtelevat välillä -116,2 ‰ ja -82,3 ‰. Karkeasti jaoteltuna mitä negatiivisempi isotoopin arvo on, sitä enemmän vedessä on pohjavettä.

2.5.3 Isotooppien G-indeksi

Isotooppikoostumuksista laskettu G-indeksi kertoo prosentteina pohjaveden osuuden kaikesta järveen kulkeutuvasta vedestä. Mitä suurempi G-indeksi on, sitä suurempi on järven pohjavesivaikutteisuus. G-indeksin laskemista varten tulee olla tiedossa sadannan ja pintavalunnan osuudet kaikesta järveen päätyvästä vedestä, haihdunnan määrä, sekä vedyn ja

hapen stabiilien isotooppien massatasapainot ja niistä johdettavat laskutoimitukset (Isokangas ym. 2015: 1257). G-indeksi on mahdollista määrittää laskemalla ensin maanalainen tulovirtaama (G_{in}) yhtälön 12 avulla (Isokangas ym. 2015: 1257; Isokangas 2018: 37; Uusitalo 2019: 38):

$$\delta_L \frac{dV_L}{dt} + V_L \frac{d\delta_L}{dt} = \delta_P S + \delta_{Q_{in}} Q_{in} + \delta_{G_{in}} G_{in} - \delta_E E - \delta_L Q_{out} + \delta_L G_{out} \quad (12)$$

missä δ_L on järiveden isotooppisuhde (‰),
 V_L on järven tilavuus (m^3),
 δ_P on sadeveden isotooppisuhde (‰),
 S on suorasadanta (m^3/d),
 $\delta_{Q_{in}}$ on tulevien uomien veden isotooppisuhde (‰),
 Q_{in} on uomien tulovirtaama (m^3/d),
 $\delta_{G_{in}}$ on pohjaveden isotooppisuhde (‰),
 G_{in} on maanalainen tulovirtaama (m^3/d),
 δ_E on haihdunnan isotooppisuhde (‰),
 E on kokonaishaihdunta (m^3/d),
 Q_{out} on uomien lähtövirtaama (m^3/d),
 G_{out} on maanalainen lähtövirtaama (m^3/d).

Kun muuttujat ovat selvillä, voi G-indeksin määrittää suhteuttamalla pohjaveden tulovirtaaman järven kokonaistulovalumaan (yhtälö 13). Jos G-indeksi on 100 %, se tarkoittaa, että kaikki järven vesi tulee pohjavedestä. G-indeksin määrittämisellä on mahdollista edelleen tarkastella myös järven vesitasetta (Isokangas 2015: 1257; Isokangas 2018: 37).

$$G_{index} = (G_{in}/I_{TOT}) \cdot 100 \quad (13)$$

missä G_{index} on järven riippuvuus pohjavedestä suhdelukuna (%),
 G_{in} on pohjaveden tulovirtaama järveen (m^3/d),
 I_{TOT} on järveen tuleva kokonaisvirtaama (m^3/d).

3 Tutkimusalue

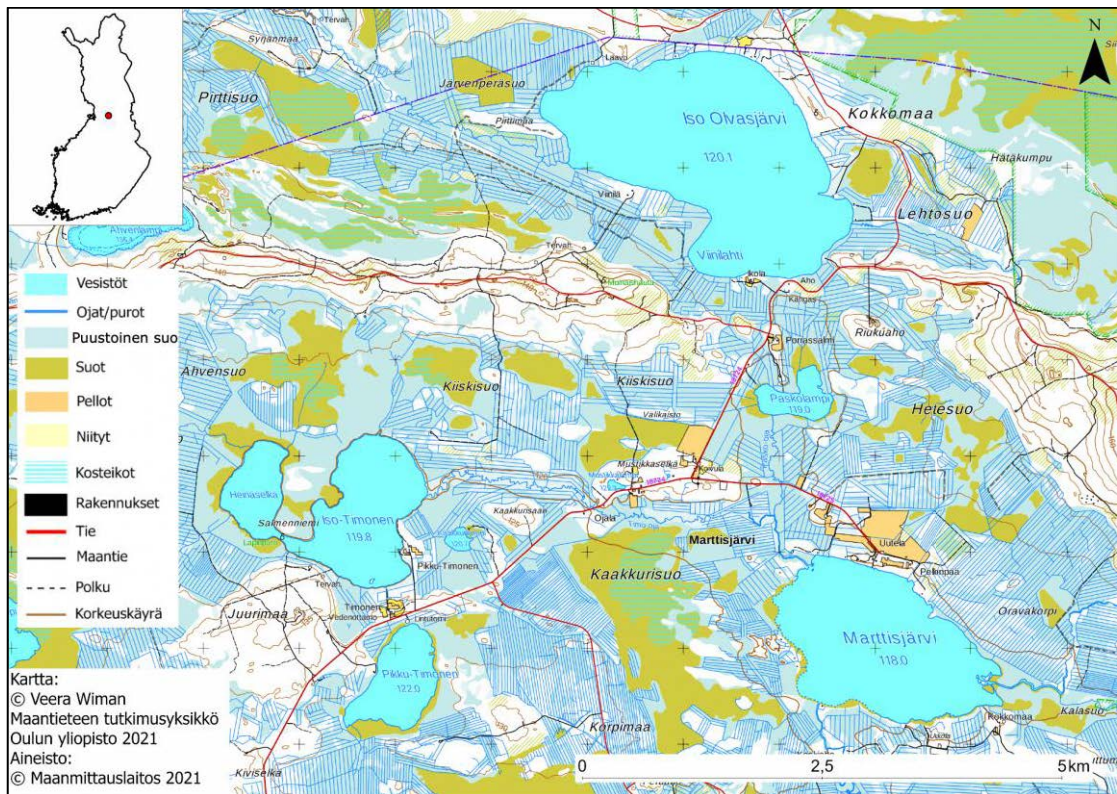
3.1 Viinivaaran alue

Tutkimusalue sijaitsee Utajärven kunnan ja Pudasjärven kaupungin rajalla Pohjois-Pohjanmaan maakunnassa. Tutkimusalueen keskiössä ovat alueen neljä järveä, jotka ovat Iso Olvasjärvi, Marttisjärvi, Iso-Timonen ja Pikku-Timonen (kuva 3). Alueella sijaitsee myös harjuja, kuten Kälvasvaara, Kokkomaa ja Pitäminmaa (Heikkilä ym. 2001: 5). Alueen vuotuinen keskilämpötila on noin 1,5 °C. Tammikuun keskilämpötilat vaihtelevat -12 °C ja -11 °C välillä, ja heinäkuun keskilämpötilat 14,5 °C ja 15,5 °C välillä (Kersalo & Pirinen 2009: 125). Alue kuuluu keskiboreaaliseen ilmastovyöhykkeeseen, jossa esiintyy suo-, metsä- ja peltoalueita (Kersalo & Pirinen 2009: 9).

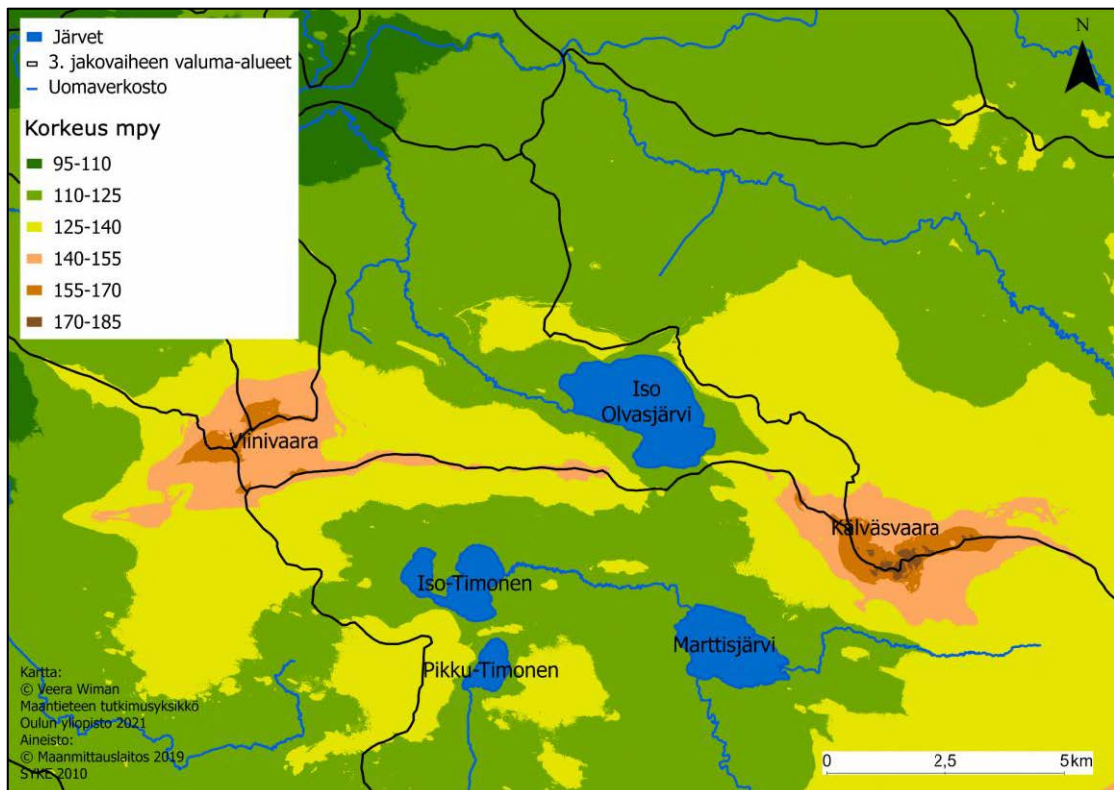
Viinivaaraa on suunniteltu jo 1990-luvulta lähtien merkittäväksi pohjaveden ottoalueeksi, josta Oulun kaupunki saisi keskeisen varavesilähteensä. Muun muassa Oulun yliopiston Thule-instituutin suorittama tutkimus (Rantala ym. 2014) osoitti, että alue on hyvin lupaava pohjaveden ottoalue, mikäli ympäristövaatimukset vedenottoon liittyen täyttyvät. Alueen vedenottoon liittyy kuitenkin paljon huolia, sillä pohjavedenoton pelätään vaikuttavan merkittävästi alueen luontoarvojen säilyvyyteen muun muassa pohjavesistä riippuvien järvien ja soiden suhteen (Isokangas 2017: 2525).

3.2 Viinivaaran alueen geologia, ekologia ja maankäyttömuodot

Viinivaaran harjumuodostuman korkeus merenpinnan yläpuolella on keskimäärin 166 metriä. Harjualueen pinta-ala on 1502,5 hehtaaria. Muodostuma on syntynyt mannerjäätikön vetäytymisen seurauksena (Mäkinen ym. 2011). Kälvasvaaran puolella korkeuserot ovat hieman suurempia kuin Viinivaaran alueella. Kälvasvaaran korkeimmat kohdat ovat yli 185 metriä merenpinnan yläpuolella (kuva 4) (Maanmittauslaitos 2019). Viinivaaran alueen kallioperä (liite 13) koostuu suurilta osin metamorfisista kivistä, ja merkittävin kivilaji alueella on migmatoitunut tonaliitti. Alueen pohjoispuolella on suuri syväkiviin kuuluva enderbiitti-esiintymä. Alueen länsipuolella esiintyy pohjois-eteläsuunnassa puolipinnallisiin kiviin lukeutuvia doleriitti-esiintymiä. Alueella esiintyy myös jonkin verran diabaasijuoniparvia sekä liuskeisuutta ja muotoviivoja. Kälvasvaaran kohdalta kulkee merkittävä siirrosvyöhyke pohjois-eteläsuunnassa (Geologian tutkimuskeskus 2017).



Kuva 3. Tutkimusalueen yleiskartta.



Kuva 4. Korkeuskartta Viinivaaran ja Kälvasvaaran alueesta.

Viinivaaran alueen maaperä on laajalti soistumien ja turvekerrosten peittämää (kuva 5). Merkittävin pintamaalaji on paksuissa kerroksissa esiintyvä turve, jota on havaittavissa laajalti

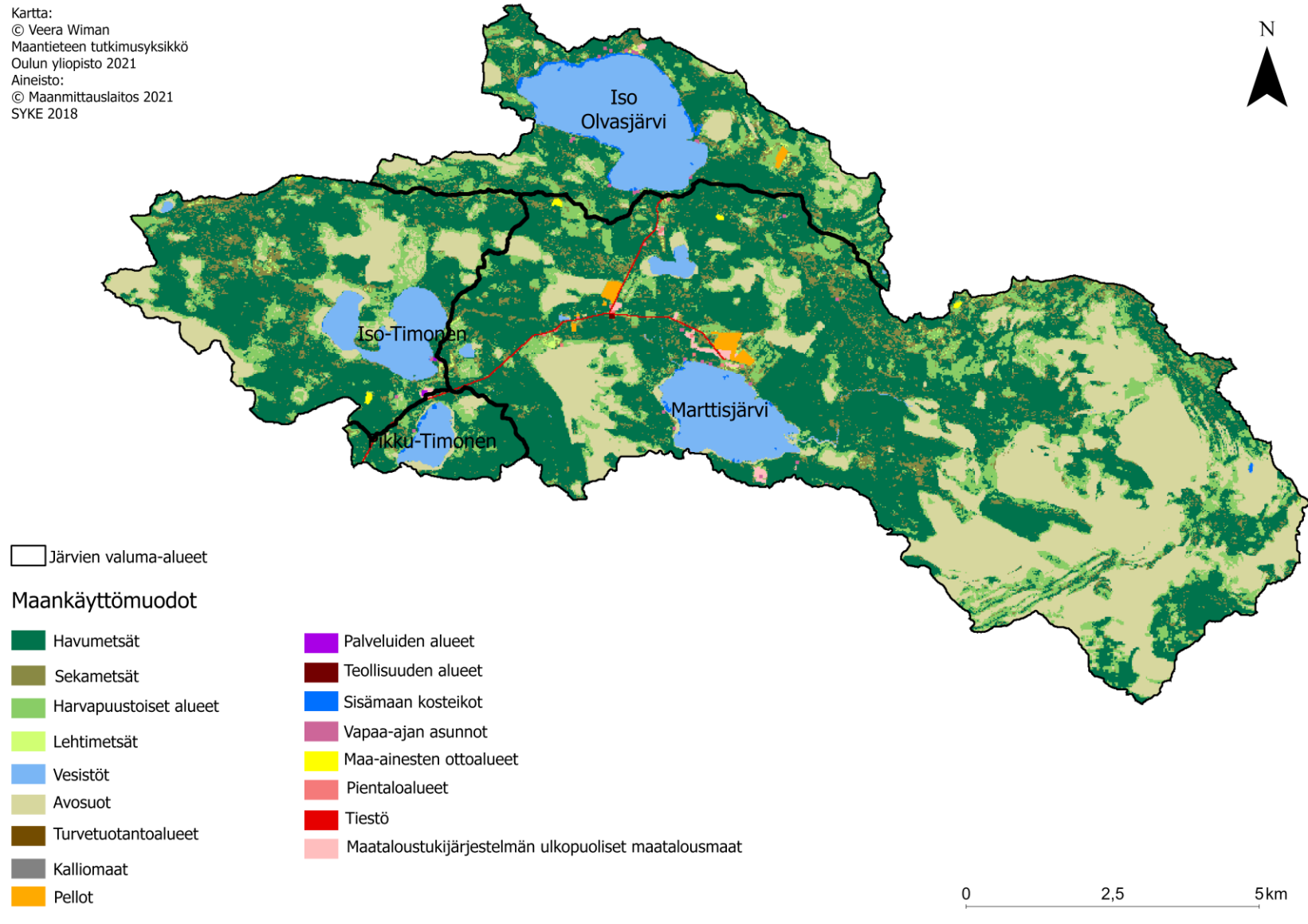
kaikkien tutkimusalueen järvien ympärillä. Alueen maaperästä on erotettavissa Viinivaaran ja Kälvasvaaran harjujen yhteydessä karkearakeisten maalajien esiintymiä. Pikku-Timosen ja Marttisjärven ympäristössä on kohtalaisen suuria sekalajitteisia maalajiesiintymiä (Geologian tutkimuskeskus 2010).



Kuva 5. Viinivaaran alueen maaperä.

Alue kuuluu Kersalon ja Pirisen (2009: 10) mukaan tasankojen, soiden ja vaarojen vyöhykkeeseen kasvien menestymisvyöhykkeiden jaottelussa. Viinivaaran harjumuodostuman alueella esiintyvät metsät ovat tasarakenteisia männiköitä, joista suuri osa on kasvatettuja. Muita puulajeja alueella on hyvin vähän. Metsien aluskasvillisuus vaihtelee varvikoista jäkälikköihin. Keskeisimpiä suotyyppisiä ovat rämeet ja nevat, jotka ovat ominaisuuksiltaan karuja. Alueen suot ovat suurilta osin ojitettuja, mutta soita on myös laajalti ennallistettu (Mäkinen ym. 2011; Rehell 2021). Alueen lajisto on vahvasti suoluontoon keskittynyttä, ja esimerkiksi merkittävintä linnustoa ovat erilaiset suolintulajit, kuten kurjet ja suopöllöt (Heikkilä ym. 2001: 10). Alueen maankäyttömuodot (liite 14) ovat vahvasti maa- ja metsätalouteen painottuneita, mutta vuosien saatossa alueen soita on myös käytetty niittyinä (Metsähallitus 2013). Alueella on jonkin verran käytössä olevia ja käytöstä poistuneita peltoalueita, maa-ainesten ottoalueita ja turvetuotantoalueita (kuva 6).

Kartta:
 © Veera Wiman
 Maantieteen tutkimusyksikkö
 Oulun yliopisto 2021
 Aineisto:
 © Maanmittauslaitos 2021
 SYKE 2018



Kuva 6. Viinivaaran alueen maankäyttömuodot.

3.3 Tutkimusalueen järvet

Tutkimusalueen järvet, Iso Olvasjärvi, Marttisjärvi, Iso-Timonen ja Pikku-Timonen, sekä pohjavesialueet sijaitsevat Kiiminkijoen valuma-alueen alkupäässä. Kiiminkijoen valuma-alue sijaitsee Pohjois-Pohjanmaan maakunnassa, missä joki saa alkunsa Puolangan vaara-alueelta Kivarinjärvestä, joka sijaitsee noin 150 metriä merenpinnan yläpuolella, ja laskee Perämereen Haukiputaalla. Valuma-alue on pinta-alaltaan 3845 km², ja siitä suoaluetta on noin 58 %. Valuma-alue on muodoltaan kapea ja vähäjärvinen, ja suurin osa järvistä sijoittuu valuma-alueen latva-alueille. Maatalous ja metsäojitukset ovat vaikuttaneet vuosien ajan vahvasti Kiiminkijoen vesistöalueen kuntoon ja ominaisuuksiin etenkin latvapurojen alueella. Kokonaisuudessaan Kiiminkijoen vesistöalueella pistekuormitusta on kohtuullisen vähän (Hynninen 1988: 9–13). Alueen vähäjärvisyydestä johtuen virtaamien vaihtelut ovat keskimäärin suuria (Pöyry 2016: 1).

3.3.1 Iso-Timonen

Iso-Timonen (kuva 7) on suurehko järvi, jonka pinta-ala on 181 hehtaaria ja kokonaisrantaviiva on 9,2 km. Tyypiltään Iso-Timonen on matala runsashumuksinen järvi, ja sen keskisyvyys on 1,1 m. Järvi on ollut vuonna 2013 tyydyttävässä kunnossa, mutta vuonna 2018 sen tila on määritelty välttäväksi. Iso-Timosen viipymä on 88 vuorokautta (Suomen ympäristökeskus 2021c; 2021e). Iso-Timonen on ruskeavetinen ja laajalti soiden ympäröimä. Järven valuma-alueesta suuri osa on suoaluetta, johon on tehty mittavasti ojituksia. Ranta-alueilla on erityisesti nevoja ja lettoja. Järven pohjoispuolella on myös jonkin verran harjumaaisia muodostumia ja kangasmaita, sillä Viinivaaran harju kiertää sen pohjoispuolelta. Järven eteläpuoli on hiekkaista maaperää, joka on osa Juurimaan muodostumaa (Rehell ym. 2002: 30).

Järvestä lähtee suurehko lähtöuoma, Timo-oja, joka virtaa alemmas Marttisjärveen (Rehell ym. 2002: 30). Järvi on merkittävästi yhteydessä Viinivaaran pohjavesialueeseen, sillä järven pohjoispuolella olevan lähteen, Kiiskiheteen, kautta purkautuu suuri määrä Viinivaaran pohjavesiä. Kiiskihete on suuri avolähde, jossa tapahtuu voimakasta purkautumista. Lähteen vesi virtaa reilun kilometrin verran ojassa ennen järveen päätymistä. Järven eteläpuolella on aiemmin ollut Juurimaan pohjavesialueelta alkunsa saanut karu avolähde. Lähteen läheisyydessä sijaitseva pieni vedenottamo on kuitenkin kuivattanut lähteen (Rehell ym. 2002: 30; Marttila-Tornio 2021a).



Kuva 7. Yleiskuvaa Iso-Timosen ympäristöstä. Kuva julkaistu Jussi Pulkan (2021a) luvalla.

3.3.2 Marttisjärvi

Marttisjärvi (kuva 8) on suurehko ja matala järvi tutkimusalueella. Sen pinta-ala on 275 hehtaaria ja kokonaisrantaviiva 7,9 km. Marttisjärvi on tyypiltään matala runsashumuksinen järvi, jonka keskisyvyys on 1 m. Järvi on ollut vuosina 2013 ja 2018 tyydyttävässä tilassa. Marttisjärven viipymä on 28 vuorokautta (Suomen ympäristökeskus 2021c; 2021e). Järven valuma-alue on hyvin laaja, koostuen suurilta osin suoalueista, joista noin puolet on luonnontilaisia aapasaita. Järveen laskee kaksi merkittävää ojaa, Timo-oja ja Leväoja. Järven pohjoisrannalla on paljon kaivettuja oja, jotka myös tuovat vettä järveen (Rehell ym. 2002: 32).

Ravinteisuudeltaan Marttisjärvi on rehevä. Järvessä on paljon vesikasvillisuutta, joista runsaimpina kasvaa järvikaislaa. Järvi on luonnostaan eutrofinen, minkä aiheuttavat hyvin suuri valuma-alue, sekä matala syvyys. Luonnontilaa on kuitenkin muuttanut ympäröivien soiden metsäoitus, mikä on aiheuttanut peltoviljelyn ohella lisäkuormitusta järveen. Järven pinta on myös mahdollisesti alentunut järven lähtöuoman, Marttisjoen, perkaustoimien myötä. Tämä mahdollinen pinnan aleneminen on kuitenkin ollut kohtalaisen vähäistä, sillä rannanseudulla ei ole havaittavissa vesijättöjä (Rehell ym. 2002: 32).

Järven ravinnepitoisuudet ovat olleet keskimäärin koholla jo 1970-luvulta lähtien, jolloin ojitukset ovat alkaneet (liite 25). Vuoteen 2001 asti kesän aikaiset kokonaisfosforin pitoisuudet olivat vaihdelleet välillä 36–65 µg/l, mutta vuodesta 2018 eteenpäin pitoisuudet ovat hieman kohonneet vaihdellen kesäisin välillä 58–76 µg/l (Suomen ympäristökeskus

2021e). Lievästi kohonneita pitoisuuksia on mitattu Leväojan varren ennallistamistoimien alkamisen jälkeen (taulukko 6).

Leväoja on yksi Marttisjärveen laskevista merkittävistä ojista. Ojan rannat ovat suota, ja oja saa alkunsa osittain ojitetun ja osittain luonnontilaisen aapasuon, Leväsuon, keskeltä. Ojan pohjoispuoli on osa Kälvasvaaran harjumuodostumaa ja pohjavesialuetta, mistä löytyy myös jonkin verran kangasmaastoa. Oja on vahvasti pohjavesivaikutteinen, sillä Kälvasvaaran harjumuodostuman vesiä purkautuu ojan kangasalueiden lähteistä (Rehell ym. 2002: 31).



Kuva 8. Marttisjärvi Leväojan suiston suunnalta kuvattuna. Kuva julkaistu Jussi Pulkan (2021b) luvalla.

3.3.3 Iso Olvasjärvi

Iso Olvasjärvi on tutkimusalueen järvistä suurin. Sen pinta-ala on 459 hehtaaria ja kokonaisrantaviiva 10 km. Järven keskisyvyys on 1,4 m ja se on tyypiltään matala humusjärvi. Järvelle asetettu toissijainen tyyppi on runsasravinteinen järvi. Ekologiselta laatuluokitukseltaan Iso Olvasjärvi on välttävä. Iso Olvasjärven viipymä on 451 vuorokautta, mikä on tutkimusalueen järvistä selkeästi pisin (Suomen ympäristökeskus 2021c; 2021e).

Järven suuresta koosta huolimatta sen valuma-alue on suhteellisen pieni. Valuma-alueesta suurin osa on hiekkasten harjumuodostumien kangasmaita, mutta myös ojitettuja soita on jonkin verran. Järven lähtöuoma, Olvasoja, laskee järven lounaisrannalta. Järveen liittyy kaksi kohtalaisen suurta lähdeettä puroineen: Kiiskioja kaakosta ja Viinilän lähdepuro lounaasta. Tämän lisäksi järven etelärannan ojat ovat pohjavesivaikutteisia. Koillisrannan Kokkomaan harju- ja pohjavesialueelta kulkeutuu myös vesiä järveen. Järven vesiin vaikuttaa merkittävästi

alueen pohjavedet (Rehell ym. 2002: 36). Järven valuma-alueen maankäyttömuodoissa korostuvat metsätalouden toimet, kuten ojitukset ja hakkuut (kuvat 6, 9, 10 ja 11).



Kuva 9. Iso Olvasjärven pohjoisranta vuonna 2010. Punaisen rajauksen länsipuolella sijaitsee oja 7 merkattuna sinisellä. Rajauksen sisällä erottuu metsäinen alue ennen hakkuita. Kuvan oikeudet omistaa Maanmittauslaitos 2021b.



Kuva 10. Iso Olvasjärven pohjoisranta vuonna 2015. Punaisen rajauksen länsipuolella sijaitsee oja 7 merkattuna sinisellä. Rajauksen sisällä erottuu puuton alue, jossa on toteutettu hakkuutoimia. Kuvan oikeudet omistaa Maanmittauslaitos 2021b.



Kuva 11. Iso Olvasjärven pohjoisranta vuonna 2019. Punaisen rajauksen länsipuolella sijaitsee oja 8 merkattuna sinisellä. Rajauksen sisällä erottuu puuton alue, jossa on toteutettu hakkuutoimia lähivuosina. Kuvan oikeudet omistaa Maanmittauslaitos 2021b.

3.3.4 Pikku-Timonen

Pikku-Timonen (kuva 12) on tutkimusalueen järvistä selkeästi pienin. Sen pinta-ala on 63 hehtaaria ja kokonaisrantaviiva 3,7 km. Vesienhoidon suunnittelussa Pikku-Timonen on tyypitelty luontaisilta ominaisuuksiltaan hyvin lyhytviipymäiseksi järveksi. Järven keskisyyvyys on 0,8 m. Järven lähtöuoma on kasvanut umpeen (liite 20). Järvi on ekologiselta laatuluokitukseltaan hyvä, ja sen viipymä on 182 vuorokautta (Suomen ympäristökeskus 2021c; 2021e). Rehelin ym. (2002: 21) selvityksessä ilmeni, että alueen järvistä etenkin Pikku-Timosessa on ollut havaittavissa merkittävää pohjavesivaikutteisuutta. Tämän on todettu olevan osittain seurausta siitä, että järvi sijaitsee Juurimaan pohjavesialueen yhteydessä, hieman erossa muista järvistä ja muista pohjavesialueista. Järveen ei laske tulouomia, ja sen lähtöuoma oli kesällä 2021 umpeutunut (liitteet 19 ja 20).

Vedenlaatuseurannat (liite 26) osoittavat kuinka Pikku-Timonen on jo 1970-luvulla ollut keskimäärin paremmassa kunnossa ravinnepitoisuuksien suhteen. 1970-luvulla järven läheisyydessä tehtyjä ojituksia olikin huomattavasti vähemmän kuin muilla järvillä, ja ne sijoituivat järven lähtöuoman läheisyyteen. Vuonna 2001 esimerkiksi kokonaistypen pitoisuudet olivat hieman kohonneet aiemmasta, ja ilmakuvien tulkinta alueesta osoittaa, että ojitusten määrä järven pohjoispuolella oli lisääntynyt 1990-luvun loppuun mennessä.



Kuva 12. Yleiskuvaa Pikku-Timosesta. Kuva julkaistu Jussi Pulkan (2021c) luvalla.

3.4 Alueen lähteet ja pohjavedet

Alueella sijaitsee lukuisia lähteitä ja lähdesoita. Kaikki alueen lähteet eivät ole jyrkkäreunaisia avolähteitä, vaan myös hetteiköitä ja tihkupintoja esiintyy paljon (Heikkilä ym. 2001: 7). Tutkimusalueen lähteet on inventoitu vuonna 2016, ja yhteensä Viinivaaran ja Kälvasvaaran alueelta niitä löytyi noin sata kappaletta (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, Pöyry Finland Oy & Ramboll Finland Oy 2017: 5).

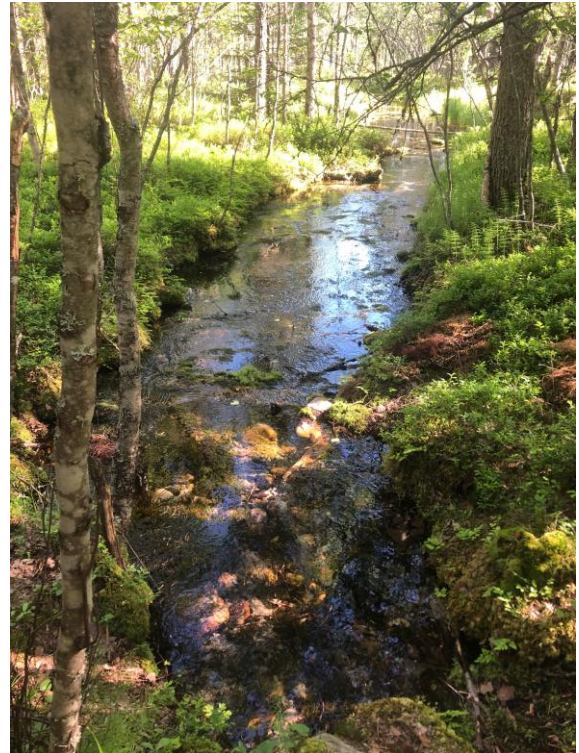
Alueen lähteet ovat kokeneet muutoksia vuosien aikana. Esimerkiksi Iso-Timosen eteläpuolella on aiemmin ollut avolähteitä, joiden vesi tulee Juurimaan pohjavesialueelta. Nykyisin näitä lähteitä ei enää ole, eikä järven eteläpuoli saa pohjavesiä Juurimaan alueelta (Rehell ym. 2002: 30). Kooltaan suurimpia lähteitä alueella ovat avolähde Iso Olvasjärven itäpuolella (kuva 13), sekä Viinilän lähde Iso Olvasjärven eteläpuolella (kuva 14). Myös Iso-Timosen pohjoispuolella purkautuva Kiiskihete (kuva 15) on kooltaan kohtalaisen suuri. Marttila-Tornion (2021c) mukaan Viinilän rannalla vapaa-ajan asutuksen länsipuolella on havaittu myös neljäs merkittävän kokoinen lähde, jota ei ole karttoihin merkattuna. Kyseinen lähde purkautuu puron kautta Iso Olvasjärveen.



Kuva 13. Avolähde Iso Olvasjärven itäpuolella.



Kuva 14. Viinilän lähde Iso Olvasjärven eteläpuolella.

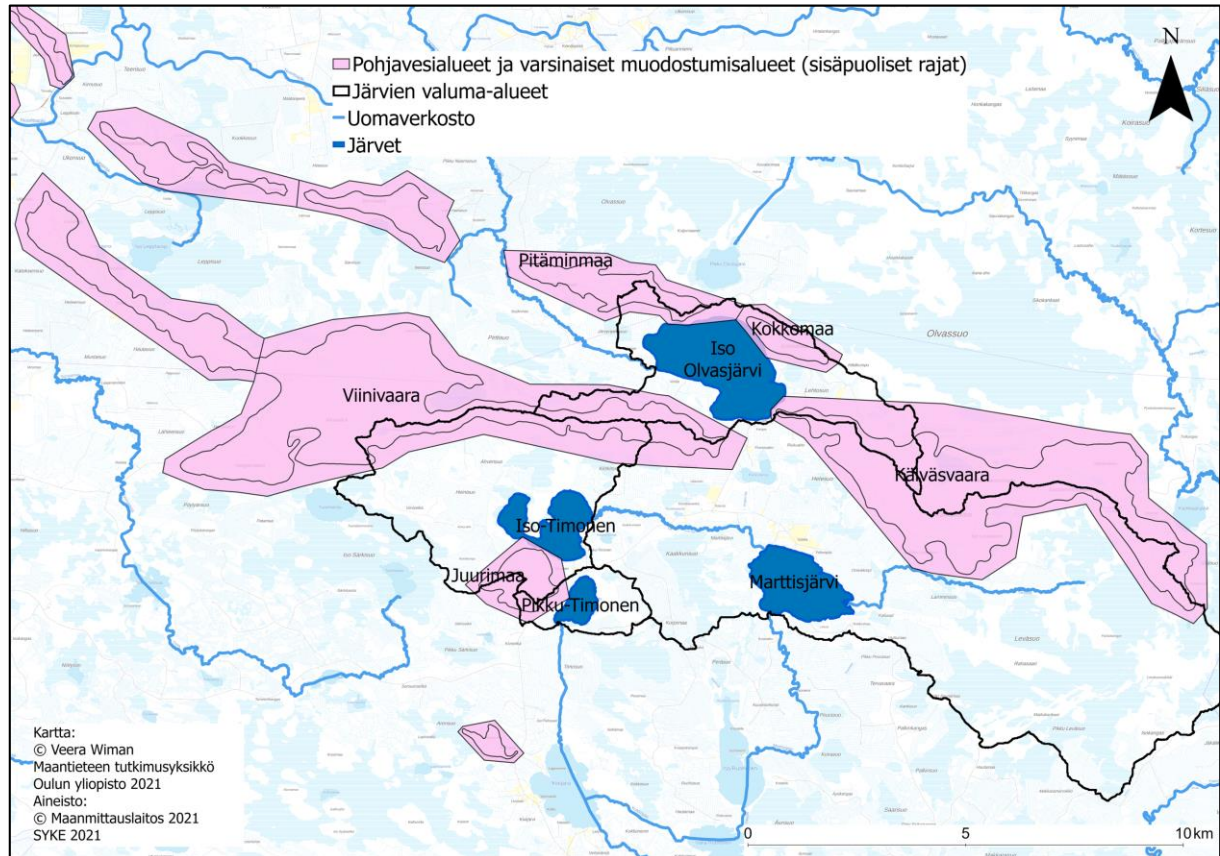


Kuva 15. Kiiskihete Iso-Timosen pohjoispuolella.

Viinivaaran alueella sijaitsee useita merkittäviä pohjavesialueita. Näitä pohjavesialueita ovat Viinivaara, Kälvasvaara, Juurimaa, Kokkomaa ja Pitäminmaa. Osa alueista sijaitsee Olvassuon Natura 2000 -alueella. Etenkin Kälvasvaaran puoli pohjavesialueesta on voimakkaasti yhteydessä Olvassuon alueeseen (Heikkilä ym. 2001: 5). Pohjavesialueista Viinivaara, Kälvasvaara ja Juurimaa ovat oleellisia tutkimusalueen järvien kannalta, joiden valuma-alueet sijoittuvat vahvasti näiden pohjavesialueiden yhteyteen (kuva 16). Huomion arvoista on kuitenkin myös muiden pohjavesialueiden mahdollinen vaikutus järviin, sillä esimerkiksi Pitäminmaan pohjavesialueelta purkautuu vesiä suoraan Iso Olvasjärveen sen pohjoispuolella, sekä Olvasojaan (Suomen ympäristökeskus 2021e).

Viinivaaran pohjavesialue on Suomen ympäristökeskuksen Vesikartan (2021a) laatuluokittelun mukaan hyvässä tilassa. Pohjavesitietojärjestelmän luokituksen mukaan Viinivaaran pohjavesialue kuuluu luokkaan 1E, vedenhankintaa varten tärkeä pohjavesialue, jonka pohjavedestä pintavesi- tai maavesiekosysteemi on suoraan riippuvainen. Alueen pinta-ala on 36,6 km², ja varsinaisen muodostumisalueen pinta-ala 20 km². Pohjavedenlaatu on kokonaisuudessaan hyvää, mutta myös lievää happamuutta on havaittavissa. Suuri osa

pohjavedestä purkautuu reuna-alueiden soiden lähteistä. Alueen vedenjohtokyky ja hydraulinen yhtenäisyys ovat hyvällä tasolla muodostaen otolliset olosuhteet pohjaveden muodostumiselle ja purkautumiselle (Suomen ympäristökeskus 2021e).



Kuva 16. Tutkimusalueen pohjavesialueet, järvien valuma-alueet ja uomaverkosto.

Kälvasvaaran pohjavesialue on Suomen ympäristökeskuksen Vesikartan (2021a) laatuluokittelun mukaan hyvässä tilassa. Kälvasvaaran pohjavesialue on pohjavesitietojärjestelmän luokituksen mukaan luokassa 1E. Pohjavesialueen pinta-ala on 25,5 km² ja varsinaisen muodostumisalueen pinta-ala on 14,5 km². Määrälliseltä ja kemialliselta laadulta alueen pohjavedet ovat hyviä (Suomen ympäristökeskus 2021e). Alueen vedenjohtavuus on kohtalaisen hyvä, mikä muodostaa alueelle otolliset olosuhteet pohjaveden muodostumiselle ja purkautumiselle. Muodostuman pohjavedet purkautuvat suurilta osin alueen soille (Suomen ympäristökeskus 2021e).

Jaros ym. (2019) ovat tutkimuksessaan määrittäneet Kälvasvaaran pohjavesien virtauksia. Alueen pohjavedet ovat keskimäärin kohtalaisen lähellä maanpintaa (2019: 182). Tutkimuksessa selvisi voimakas yhteys alueen soihin liittyvissä toimissa ja pohjaveden pinnankorkeuden vaihteluissa. Esimerkiksi soiden kuivatuksella nähtiin olevan voimakas

vaikutus pintojen laskuun ja edelleen pohjaveden heikompaan suotautumiseen maanpinnalle (2019: 186–187).

3.5 Tutkimusalueella tehdyt ennallistamistoimet

Metsähallituksen erikoissuunnittelija Sakari Rehellin (2021) mukaan tutkimusalueen järvien valuma-alueilla metsien ojitus on ollut vuosien saatossa erittäin laajaa, ja myös kunnostusojituksia on alueella tehty. Ojituksiin liittyviä ennallistamistoimia on kuitenkin toteutettu ainoastaan Marttisjärven valuma-alueella, vaikka ojituksia esiintyy tutkimusalueen kaikkien järvien valuma-alueilla (taulukko 6).

Taulukko 6. Marttisjärven valuma-alueella tehtyjä ennallistamistoimia Rehellin (2021) mukaan.

Alue ja ennallistamistoimien laajuus	Ajankohta
Leväsuon keskiosissa noin 250 ha	2004–2005
Leväsuon kaakkoisnurkassa Leväsuonsaarilla noin 80 ha	2007
Leväojan varrella eri alueilla noin 50 ha	2018–2020
Kaakkurisuolla vaihtelevilla alueilla	2005 ja 2020
Marttisjärven ranta ja Oravikorpi	2021

Päkkilä (2020) on eritellyt diplomityössään Leväojan alueen ojitus- ja ennallistamistoimia. Tarkastelut osoittavat alueen muuttuneen hyvin merkittävästi ihmistoimien myötä, sillä ennen ihmistoimien alkua alueella on ollut useita pohjaveden purkautumispisteitä, joista pohjavesi on edelleen kulkeutunut Leväojaan. Nykyään suuri osa näistä pisteistä on päässyt kuivumaan (2020: 52). Tämä on mahdollisesti edelleen vaikuttanut ojan kautta järveen kulkeutuvaan ravinnekuormaan ja vedenlaatuun.

4 Tutkimusaineisto ja -menetelmät

4.1 Pohjaveden purkupisteiden kartoitus

Talven näytekerroksella huhtikuussa tutkimusalueen järvet kierrettiin ympäri järvien rantaviivoja mukaillen moottorikelkalla. Kelkalla liikuttaessa pyrittiin paikantamaan sulia kohtia järvistä ja ranta-alueilta (kuva 17). Nämä voivat mahdollisesti olla pohjaveden purkukohtia (Isokangas ym. 2019).



Kuva 17. Iso-Timosen mahdollinen pohjaveden purkupaikka (N 7216135, E 496737) 9.4.2021.

4.2 Vesinäytteenotto

Näytteenottoja tehtiin kolmessa jaksossa (taulukko 7). Ensimmäiset vesinäytteet kerättiin huhtikuussa, jolloin jokaisesta järvestä kerättiin keskeltä järveä yksi vedenlaatusnäyte. Tämä tehtiin, jotta saataisiin kesän näytteenottoja varten jo suuntaa-antavaa arviota järvien vedenlaadusta. Kesän vesinäytteenotto suoritettiin kahtena ajankohtana kesän aikana. Ensimmäinen ajankohta sijoittui kesän alkuun, jolloin kevään aikaisen vedenkorkeuden ja virtaaman keväthuippu eli ylivirtaama vaikuttaa vesistöjen virtaamamääriin. Toinen ajankohta sijoittui heinäkuun loppuun, jolloin pienen sadannan ja suuren haihdunnan vuoksi Suomen vesistöissä vallitsee alivirtaamakausi eli virtaamat ja vedenkorkeudet ovat matalalla. Alivirtaaman aikana on havaittavissa se vesimäärä, joka vähintään on jatkuvasti vesistön käytettävissä (Korhonen 2007: 17). Tällöin myös pohjavesien vaikutus on suurimmillaan vesistöalueilla. Pohjavesivaikutteisuutta on perusteltua mitata vain kerran kesässä, kun vesistöjen pohjavesivaikutteisuus on korkeimmillaan (Isokangas ym. 2019: 13)

Taulukko 7. Näytteenottojen ajankohdat ja kerätyt näytteet.

Näytteenoton ajankohta	Kerätyt näytteet
8.4.–9.4.2021	Vesi- ja isotooppinäytteet
7.6.–8.6.2021	Vesinäytteet
26.7.–28.7.2021	Vesi-, isotooppi-, huokosvesi- ja sedimenttinäytteet

Vesinäytteenotossa näytteet kerättiin Ruttner-vedenottimella (kuva 18A), ja pohjavesiputkien näytteenotossa hyödynnettiin muovista putkilaitetta (kuva 18B). Oikea vesinäytteenottosyvyys riippuu järven kokonaissyvyydestä, sillä näytteenotto tapahtuu keskimäärin puolessa välissä mittauspisteen varsinaista syvyyttä (Mäkelä ym. 1992: 28). Vesinäytteenotossa käytettiin 500 ml ja yhden litran näytepulloja. Näytteet säilöttiin kylmässä ja valolta suojattuna koko maastopäivän ajan. Yöksi näytteet säilöttiin jääkaappiin ja aamulla näytteet toimitettiin eteenpäin laboratoriolle analyysiin.



Kuva 18A. Ruttner-vedenotin.



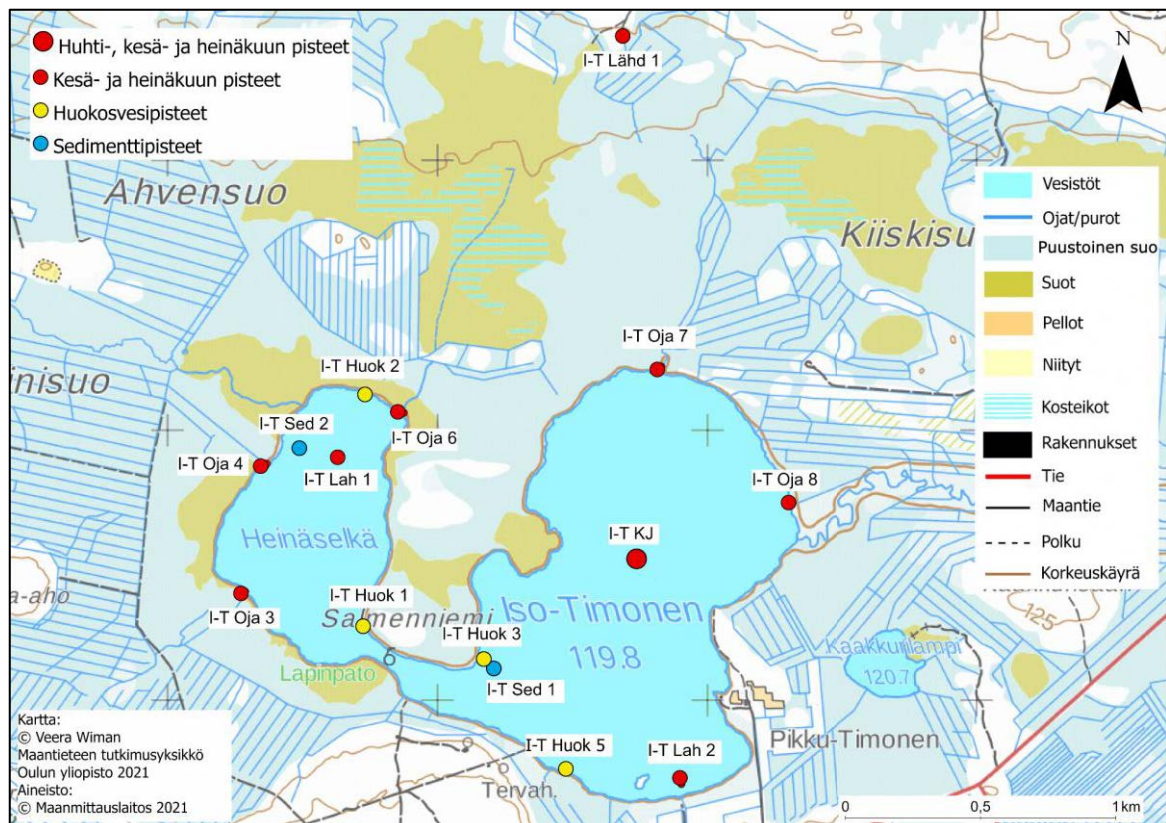
Kuva 18B. Pohjavesinäytteenotin.

Näytteitä kerättiin neljästä tutkimusjärvestä, ja niiden merkittävistä uomista. Lisäksi näytteitä, jotka edustavat alueen pohjavesiä, kerättiin alueen kolmesta merkittävästä lähteestä, yhdestä kiinteistön vedenottokaivosta ja kahdesta pohjavesiputkesta. Näytteenottopisteiden suunnittelu pohjautui alueeseen liittyvään ja tiedossa olevaan teoriaan, karttatarkasteluun, sekä paikallisten haastatteluihin. Näytteenottopisteet on esitetty kuvissa 19–22.

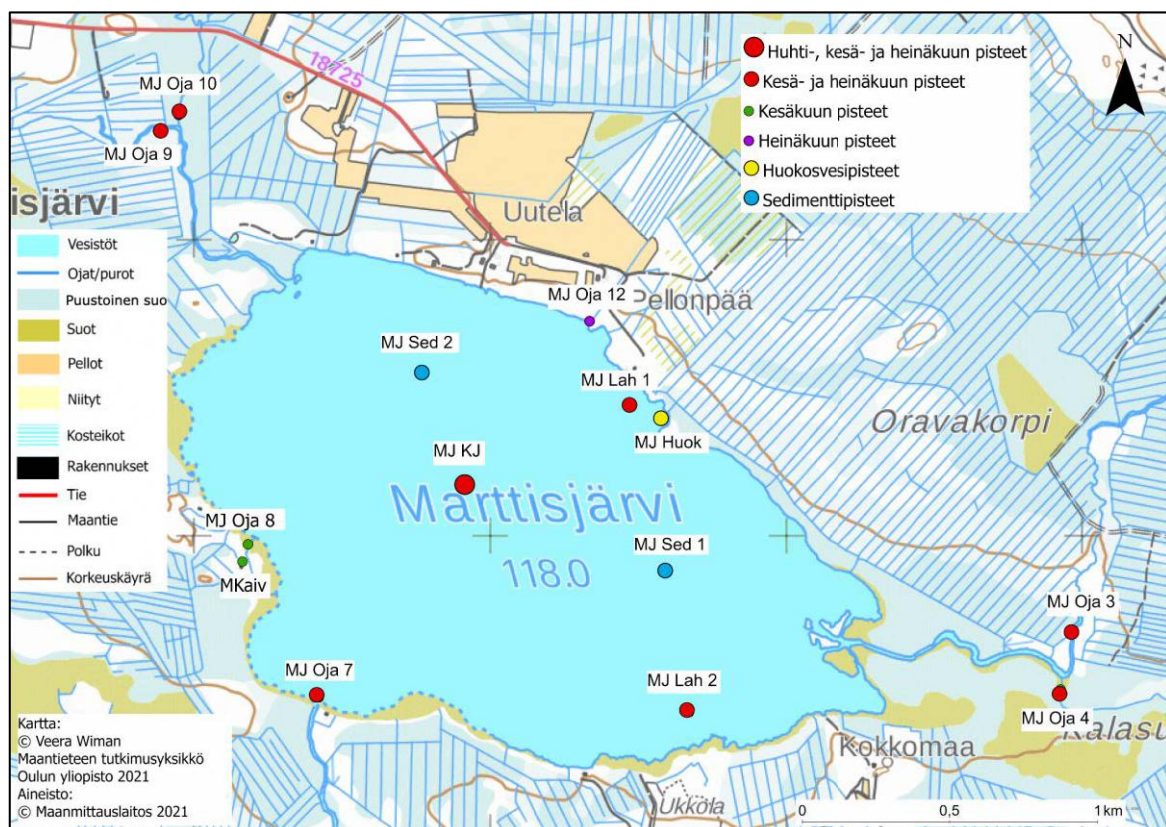
Näytteistä analysoitiin eri parametrejä maastossa kenttämittarin (WTW Multi 350i ja HACH HQ30D) avulla. Analysoituja parametrejä olivat lämpötila, pH (WTW Sentix® 61 -anturi ja WTW Sentix® ORP -anturi), happipitoisuus (WTW CellOx 325 -anturi), sähkönjohtavuus (WTW TetraCon® 325 -anturi) ja redoxpotentiaali. Kesäkuun näytteenottokierroksella sähkönjohtavuus- ja redoxpotentiaali-anturi oli rikki, eikä arvoja saatu mitattua. Heinäkuun näytteenottokierroksella mittarin happianturi ei toiminut ensimmäisenä näytteenottopäivänä, minkä vuoksi Marttisjärvestä ja Pikku-Timosesta ei saatu happiarvoja.

Vesinäytteet analysoitiin Eurofins Ahma Oyn Oulun (SFS-EN ISO/IEC 17025:2017 FINAS T131) ja Seinäjoen (SFS-EN ISO/IEC 17025:2017 FINAS T131) sekä Eurofins Environment Testing Finland Oyn Lahden (SFS-EN ISO/IEC 17025:2017 FINAS T039) akkreditoituissa laboratorioissa. Laboratorioanalyysissä näytteistä määritettiin orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC), epäorgaanisen hiilen kokonaismäärä (TIC), kokonaisfosfori (Kok. P), kokonaistyppeä (Kok. N), fosfaattifosfori ($\text{PO}_4\text{-P}$), ammoniumtyppeä ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitraatti- ja nitriittityypen summa ($\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) sekä piidioksidin (SiO_2) kokonaispitoisuus.

Tutkimuksessa kerättyjä näytteitä tulkittiin sekä laboratorioanalyysien yksittäisinä pitoisuuksina että pitoisuuksista johdettujen keskiarvojen avulla. Tulokset taulukoitiin Microsoftin Excel-ohjelmassa (versio 16.37). Jos analyysituloksella oli alle laboratorion mittausrajan (esim. $<5 \mu\text{g/l}$), käytettiin taulukoinnissa mittausrajan ja nolla-arvon puoliväliä taulukoinnin ja tulosten esittämisen selkeyttämisen vuoksi. Uomien ravinnekuormissa eriteltiin kasviravinteita (kok. P ja kok. N) ja niiden epäorgaanisia yhdisteitä ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ ja $\text{NH}_4\text{-N}$). Vähentämällä kokonaispitoisuuksista epäorgaanisten yhdisteiden pitoisuudet saatiin määriteltyä uomakohtaisesti myös orgaanisten ravinteiden määrä. Tutkimusalueeseen ja tulosten esittelyyn rakennetut karttaesitykset on laadittu ArcGIS Pro -ohjelmistolla (2.6.2). Piidioksidin (SiO_2) ja hapen (^{18}O) stabiilin isotoopin tulokset interpoloitiin ArcGIS Pro:n interpolointityökaluilla (kuvat 35 ja 36). Aineisto tuotiin ArcGIS ympäristöön Excel-tilukkomuodossa, jonka jälkeen tilukon tiedot muutettiin X,Y-pistetietoksi uudelle tasolle. Muunnettu pistetaso interpoloitiin geoprozessoinnin *Natural Neighbor* -työkalulla. Työkalu valittiin siitä syystä, että se tuottaa pehmeitä rajoja painottamalla toisiaan lähellä olevia pistearvoja (ESRI 2021). Aineisto luokiteltiin tasaisin luokkaväleihin (engl. *equal intervals*) yhdeksään luokkaan.



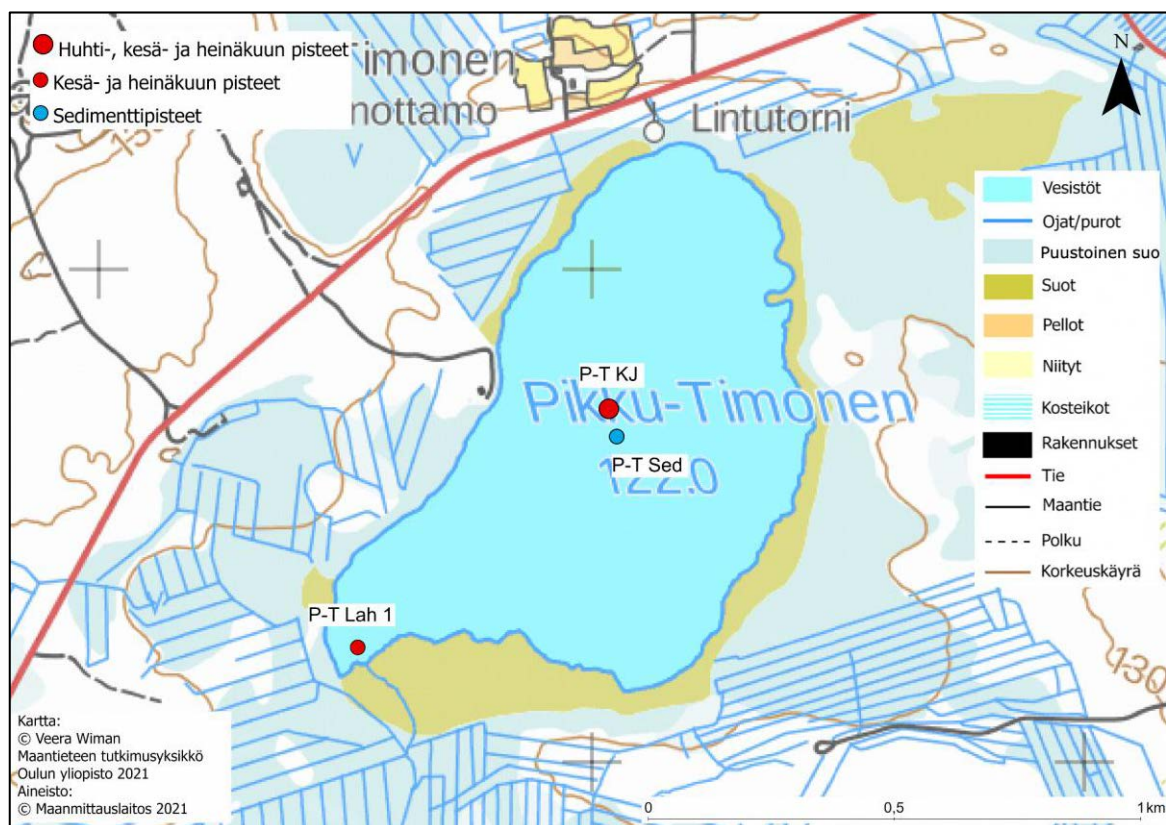
Kuva 19. Iso-Timonen valuma-alueen näytteenottopisteet ja niiden tunnistetiedot (I-T = Iso-Timonen, KJ ja Lah = järvivesi, Oja = ojavesi, Lähd = lähdevesi, Huok = huokosvesi, Sed = sedimentti).



Kuva 20. Marttisjärven valuma-alueen näytteenottopisteet ja niiden tunnistetiedot (MJ = Marttisjärvi, KJ ja Lah = järvivesi, Oja = ojavesi, Lähd = lähdevesi, Kaiv= kaivovesi, Huok = huokosvesi, Sed = sedimentti).



Kuva 21. Iso Olvasjärven valuma-alueen näytteenottopisteet ja niiden tunnistetiedot (IO = Iso Olvasjärvi, KJ ja Lah = järvivesi, Oja = ojavesi, Lähd = lähdevesi, Por= pohjavesiputki, Huok = huokosvesi, Sed = sedimentti).



Kuva 22. Pikku-Timonen valuma-alueen näytteenottopisteet ja niiden tunnistetiedot (P-T = Pikku-Timonen, KJ ja LAH = järvivesi, Sed = sedimentti).

4.3 Isotooppinäytteenotto ja huokosvesinäytteenotto

Isotooppinäytteet kerättiin alivirtaaman aikaan heinäkuussa, sillä järvien hydrologiset prosessit ja vuodenaikaiset vaihtelut vaikuttavat suuresti järvivesien isotooppikoostumuksiin. Loppukesästä järvien isotooppitasapaino on parhaiten saavutettu ja olosuhteet ovat näytteenoton kannalta tasoittuneet (Isokangas 2018: 37). Isotooppinäytteet kerättiin samoista pisteistä kuin vesinäytteet. Näytteiden keräämiseen käytettiin Ruttner-vedenotinta, josta näytteet edelleen kerättiin 15 ml näytepulloihin. Näytepullot kerättiin täyteen, jotta ilman määrä näytepulloissa jäisi mahdollisimman pieneksi. Tällä pyrittiin minimoimaan isotooppien fraktioituminen ja näytteisiin mahdollisesti vaikuttavat kemialliset reaktiot. Näytteet säilöttiin kylmässä ja valolta suojattuna.

Huokosvesinäytteenotossa kevättalven aikana kartoitetuista purkupisteistä kerättiin huokosvesikeräimellä (kuva 23A) huokosvesinäytteitä. Näytteet kerättiin 15 ml näytepulloihin, joista myöhemmin analysoitiin edelleen näytteiden isotooppikoostumukset. Huokosvesikeräimen suodatin tukkeutui näytteenottojen aikana, minkä vuoksi pisteistä saatiin kerättyä vain 15 ml näytteet, joista vedenlaatuanalyysjä tai kenttämittarimittauksia ei ollut mahdollista suorittaa.

4.4 Sedimenttinäytteenotto

Sedimenttinäytteitä kerättiin, jotta järvien mahdollista sisäistä kuormitusta ja sen laatua pystyttiin tulkitsemaan (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005: 67). Sedimenttinäytteenotto suoritettiin Ekman-sedimenttinäytteenottomella (kuva 23B). Näytteenottimen toiminta perustuu äkillisesti sulkeutuviin metallisiin leukoihin, jotka keräävät pohjanäytteen laitteen sisälle (Mäkelä ym. 1992: 38). Tässä tutkimuksessa tavoitteena oli ensisijaisesti selvittää pintasedimenttien ainepitoisuuksia, minkä vuoksi Ekman-näytteenottimen käyttö oli perusteltua. Sedimenttinäytteitä kerättiin kesän lopussa yhteensä kahdeksan: Marttisjärvestä kaksi, Iso Olvasjärvestä kolme, Pikku-Timosesta yksi ja Iso-Timosesta kaksi kappaletta.

Sedimenttinäytteet analysoi Eurofins Ahma Oyn akkreditoitu laboratorio Oulussa (SFS-EN ISO/IEC 17025:2017 FINAS T131), sekä Eurofins Viljavuuspalveluiden akkreditoitu laboratorio Mikkeliissä (SFS EN ISO/IEC 17025:2017 FINAS T096). Laboratorioissa analysoitiin sedimenttien fosfori-, typpi-, rauta-, alumiini-, ja raskasmetallipitoisuuksia. Näytteistä suoritettiin myös laaja alkuaineanalyysi.



Kuva 23A. Huokosvesikeräin.



Kuva 23B. Ekman-näytteenotin.

4.5 Virtaamamittaukset

Virtaamamittauksia suoritettiin järvien havaituista tulo- ja lähtöumista. Mittauksia suoritettiin, jotta uomien virtaamilla saatiin arvioitua tarkemmin järveen tulevaa kokonaisvirtaamaa, jolla pystyttiin edelleen hahmottamaan järven vesitasetta (Kuusisto & Seppänen 1986: 262). Virtaamamittausten pohjalta on mahdollista arvioida myös uomien ravinnekuorman suuruutta. Virtaama kertoo vesistön poikkileikkauksen kautta kulkevan veden määrän aikayksikössä. Virtaaman yksikkönä käytetään joko m^3/s tai l/s (Vesihallitus 1984: 38–42). Mittaukset on hyvä suorittaa uomissa, jotka ovat mahdollisimman säännöllisiä poikkileikkauksen suhteen. Myös virtauksen tulisi olla tasainen. Siivikolla mitattaessa mittauksen tulisi kestää luonnonvesistöissä noin minuutin, jotta keskimääräinen virtausnopeus saadaan mitattua (Vesihallitus 1984: 38–42).

Tässä työssä virtaamat määritettiin suorana mittauksena minisiivikolla kaikista tutkimuskohteena olevien järvien havaituista uomista. Minisiivikon virtausnopeusmittausten lisäksi määritettiin tietyn mittauspoikkileikkauksen pinta-ala, joista keskenään kertomalla laskettiin uoman virtaama (Hyvärinen & Puupponen 1986: 166; Korhonen 2007: 11). Käytetyn minisiivikon (Schiltknecht MiniAir20-minisiivikko) (kuva 24A) tarkkuus on $0,01 \text{ m/s}$. Minisiivikko laskettiin mittauspisteessä kohtisuoraan uoman suuntaan nähden noin 60 % syvyyteen uoman kokonaissyvyydestä. Siivikko laskettiin ylävirran puolelle, jotta siihen ei osuisi häiriöitä mittaajan liikkeistä, ja jotta mittaaja ei estäisi virtauksen kulkua siivikon läpi. Mittaus kesti noin minuutin, jotta mitattu arvo kuvasi uoman keskimääräistä virtaamaa

todenmukaisimmin (Vesihallitus 1984: 38–42; Hyvärinen & Puupponen 1986: 167). Kesäkuun mittauksella virtaamat mitattiin yhdestä pisteestä keskeltä ojaa. Heinäkuun mittauksella virtaamamittaukset suoritettiin kolmesta pisteestä ojan leveydeltä: keskeltä sekä molemmista reunoista. Useimmiten virtaamamittauksissa pyritään tarkastelemaan vesistökohteita, joissa on todettavissa selkeää virtausta (Hyvärinen & Puupponen 1986: 165). Tutkimusalueen järvien laskuojissa selvää virtausta ei ollut aina havaittavissa, sillä monet ojista olivat hyvin pieniä. Tutkimuskysymysten kannalta oli kuitenkin oleellista pyrkiä tulkitsemaan mahdollisimman kokonaisvaltaisesti kaikkien järvien uomia, jotta tarkka kuva ulkoisen kuormituksen laadusta voitiin määrittää.

4.5 Isotooppien pipetoinnit ja suhteiden analysoinnit

Ennen isotooppinäytteiden analysointia, näytteet pipetoitiin analysaattoriin (kuva 24B) soveltuviin näytepulloihin. Käytettyjen suodattimien (*PES membrane*) huokoskoko oli $0,22\ \mu\text{m}$. Näytteiden analyysit suoritettiin Picarro L2120-i analysaattorilla. Laite hyödyntää näytteiden analysoinnissa ontelovaimennusspektroskopiaa (engl. *cavity ring-down spectroscopy*), jonka ansiosta aineiden konsentraatioiden analysointi on hyvin tarkkaa. Laitteen tekniikka perustuu aineiden molekyylien vaihteleviin absorptiovoimakkuuksiin, joita voidaan tulkita laitteen onkalorakenteeseen suunnatun lasersäteen avulla (Picarro 2021). Tuloksiin on liitetty Asfand Tehseenin (2021) laskemat isotooppituloksista johdetut järvikohtaiset G-indeksit.



Kuva 24A. Minisiivikko.



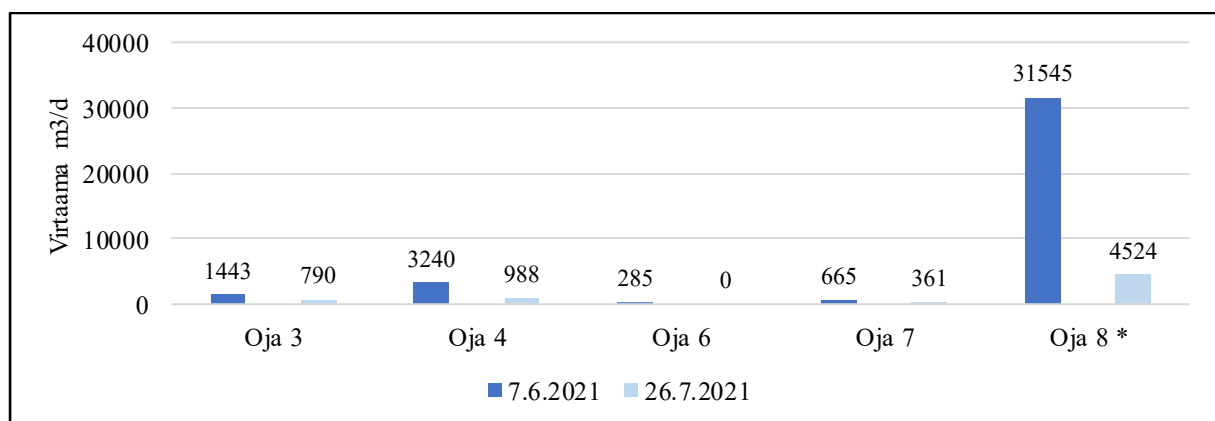
Kuva 24B. Picarro L2120-1 analysaattori.

5 Tulokset

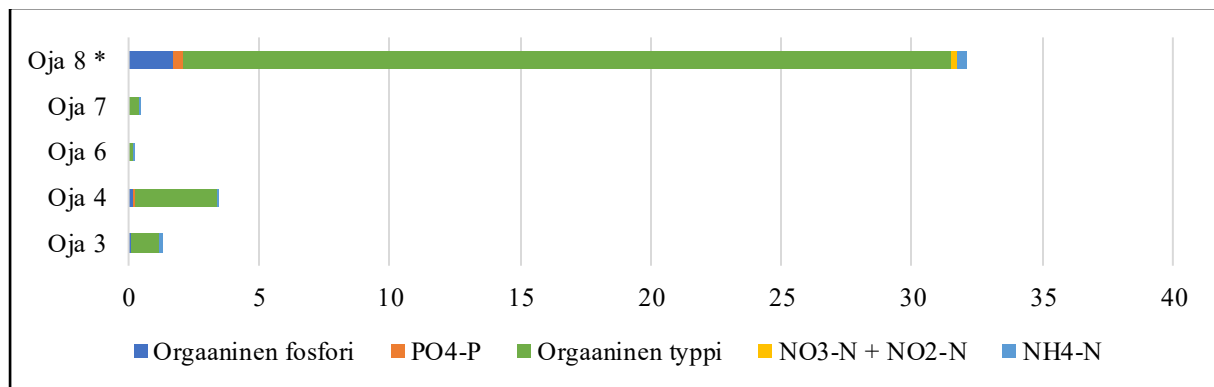
Vesinäytteiden analyysituloksien keskiarvot on esitetty valuma-alueittain taulukoissa (liitteet 1–4). Näytteenottojen tarkat pistekohtaiset arvot on esitetty liitteissä 27–36. Huhtikuun mittaus tulokset ja kaikki pohjavesien tulokset on taulukoitu liitteissä 5 ja 6. Järvikohtaiset näytepisteet on nimetty lyhenteillä (I-O=Iso Olvasjärvi, I-T=Iso-Timonen, MJ=Marttisjärvi ja P-T=Pikku-Timonen). Vesinäytteiden pitoisuustaulukoiden lisäksi tuloksissa on eritelty nä jävrien lähtö- ja tulouomien virtaamat (m^3/d) sekä ravinnekuormitukset (kg/d) ojakohtaisesti (kuvat 25–33). Tulokset on esitetty pylväsdigrammeina, joissa yhdessä diagrammissa on aina yhden järven kaikki uomat yhtäaikaaisesti esitettynä.

Tulosten perusteella ravinnepitoisuudet olivat kaikissa järvissä kohtalaisen koholla. Ravinteiden osalta karuinta vettä löytyi Pikku-Timoselta, joka on myös laatuluokitusten mukaan tutkimusjärvistä parhaimmassa tilassa. Kaikissa järvissä oli havaittavissa kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin keskimääräisten määrien kasvaminen kesän aikana. Myös kokonaistypen pitoisuudet kasvoivat osassa järvistä, mutta sen sijaan typen epäorgaaniset muodot vähenivät kesän loppua kohti mentäessä.

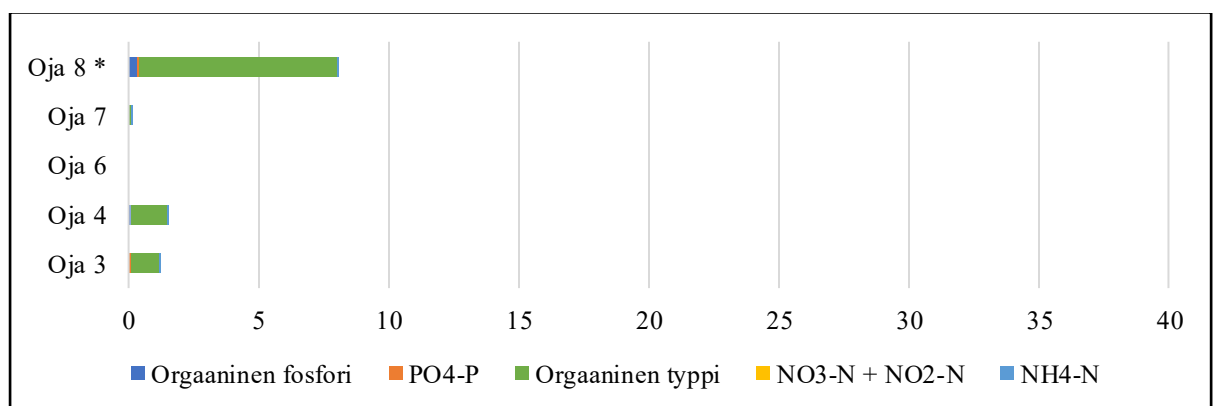
Mittauspisteiden pH-luvut olivat kesäkuun alussa keskimäärin neutraaleja (noin 6,5–7,5), mutta loppukesästä luvut olivat keskimäärin emäksisempiä (8–9). Myös happipitoisuudet ja lämpötilat mittauspisteiden vesissä keskimäärin kasvoivat heinäkuun loppuun mennessä, jolloin mitattiin maastokierrosten korkeimpia arvoja hapen osalta (I-O oja 8, happipitoisuus 12,4 mg/l). Redoxpotentiaali ja sähkönjohtavuus saatiin mitattua vain kesäkuun näytteenottokierroksella, jolloin redoxpotentiaalin korkeimmat arvot paikannettiin Marttisjärven keskiosista (237,3 mV). Sähkönjohtavuuden suurimpia arvoja paikannettiin Iso-Timosen ojista 3, 4, 6 ja 7 (32,2–36,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Marttisjärven ojasta 4 (32,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sekä Iso Olvasjärven ojasta 8 (49,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$).



Kuva 25. Iso-Timosen valuma-alueen uomien virtaamat (m^3/d) kesä-heinäkuussa 2021. Järven lähtöuoma on merkattuna tähdellä (*). Oja 8 = Timo-ojan sivu-uoma.



Kuva 26. Iso-Timosen valuma-alueen uomien ravinnekuormitus (kg/d) 8.6.2021. Järven lähtöuoma on merkattuna tähdellä (*). (PO4-P = fosfaattifosfori, NO3-N + NO2-N = nitraatti- ja nitriittitypen summa, NH4-N = ammoniumtyppi). Oja 8 = Timo-ojan sivu-uoma.

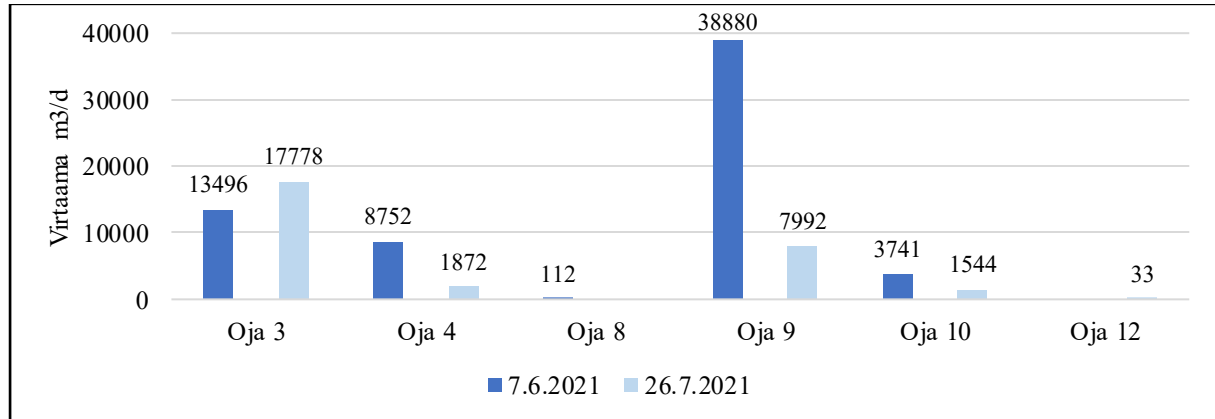


Kuva 27. Iso-Timosen valuma-alueen uomien ravinnekuormitus (kg/d) 28.7.2021. Järven lähtöuoma on merkattuna tähdellä (*). (PO4-P = fosfaattifosfori, NO3-N + NO2-N = nitraatti- ja nitriittitypen summa, NH4-N = ammoniumtyppi). Oja 8 = Timo-ojan sivu-uoma.

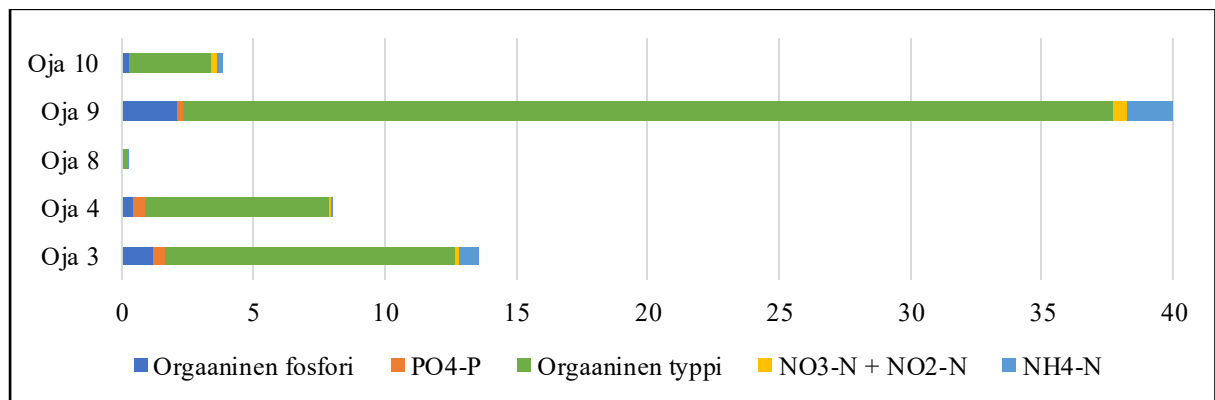
TOC-pitoisuudet olivat kaikissa mittauspisteissä pääasiassa normaalilla tasolla. Suurimpia TOC-pitoisuuksia mitattiin Marttisjärven ojassa 8 (39 mg/l). Myös TIC-pitoisuudet olivat kaikissa mittauspisteissä pääasiassa tavanomaisella tasolla. Suurimpia TIC-pitoisuuksia mitattiin Iso-Timosen ojassa 7 (4,4 mg/l), Marttisjärven ojassa 4 (Kalaoja, 4,3 mg/l) ja Iso Olvasjärven ojassa 8 (5,9 mg/l). Fosfaattifosforin suurimmat pitoisuudet mitattiin Marttisjärven ojista 3 (Leväoja, 107 µg/l) ja 4 (Kalaoja, 109 µg/l), joissa myös kokonaisfosforin pitoisuudet olivat korkeita (Leväojassa 170 µg/l ja Kalaojassa 165 µg/l). Muiden järvien alueella suurimpia kokonaisfosforin pitoisuuksia mitattiin Iso-Timosen järvipisteessä Lah 2 (194 µg/l), Iso Olvasjärven ojassa 7 (257 µg/l) ja Pikku Timosen järvipisteessä Lah 1 (182 µg/l).

Tarkasteltaessa uomien virtaamia ja kuormituksia on havaittavissa, kuinka juuri Leväoja ja Kalaoja tuovat Marttisjärveen kokonaisuudessaan eniten ravinteita fosforin ja typen osalta (kuvat 29 ja 30). Vastaavasti Iso Olvasjärven oja 7:n kuormitus on korkeista ravinnepitoisuuksista huolimatta hyvin pientä (kuvat 32 ja 33). Virtaamien yhdistäminen ravinnepitoisuuksiin on oleellinen osa kokonaiskuormitusta tulkittaessa. Alueen lähteissä

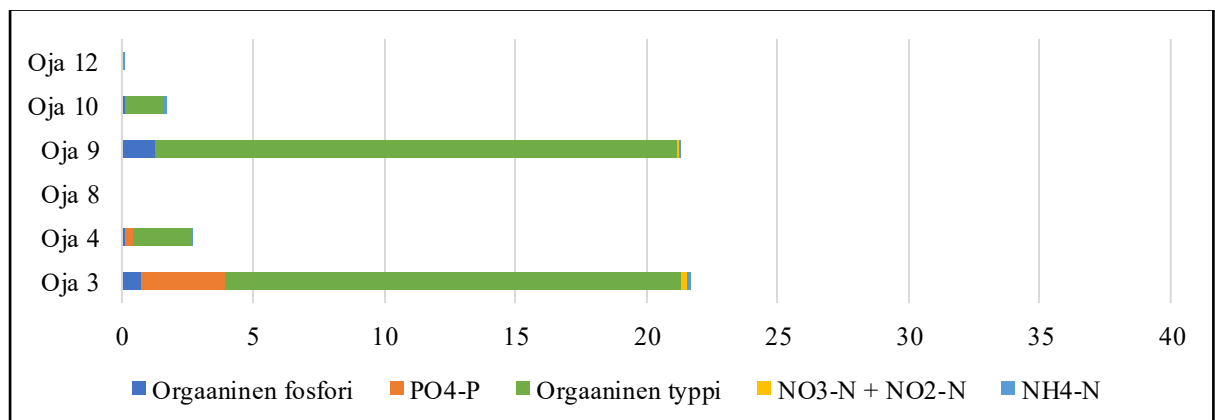
kokonaisfosforin pitoisuudet vaihtelivat keskimäärin välillä 10–16 µg/l ja kokonaistypen pitoisuudet välillä 71–320 µg/l. Korkeimmillaan kokonaisfosfori lähteissä (I-O Lähd 2) oli 18 µg/l ja kokonaistyyppi 500 µg/l.



Kuva 28. Marttisjärven valuma-alueen uomien virtaamat (m³/d) kesä-heinäkuussa 2021. Oja 3 = Leväoja, Oja 4 = Kalaoja, Oja 9 = Timo-oja, Oja 10 = Pasko-oja.



Kuva 29. Marttisjärven valuma-alueen uomien ravinnekuormitus (kg/d) 7.6.2021 (PO4-P = fosfaattifosfori, NO3-N + NO2-N = nitraatti- ja nitriittitypen summa, NH4-N = ammoniumtyppi). Oja 3 = Leväoja, Oja 4 = Kalaoja, Oja 9 = Timo-oja, Oja 10 = Pasko-oja.



Kuva 30. Marttisjärven valuma-alueen uomien ravinnekuormitus (kg/d) 26.7.2021 (PO4-P = fosfaattifosfori, NO3-N + NO2-N = nitraatti- ja nitriittitypen summa, NH4-N = ammoniumtyppi). Oja 3 = Leväoja, Oja 4 = Kalaoja, Oja 9 = Timo-oja, Oja 10 = Pasko-oja.

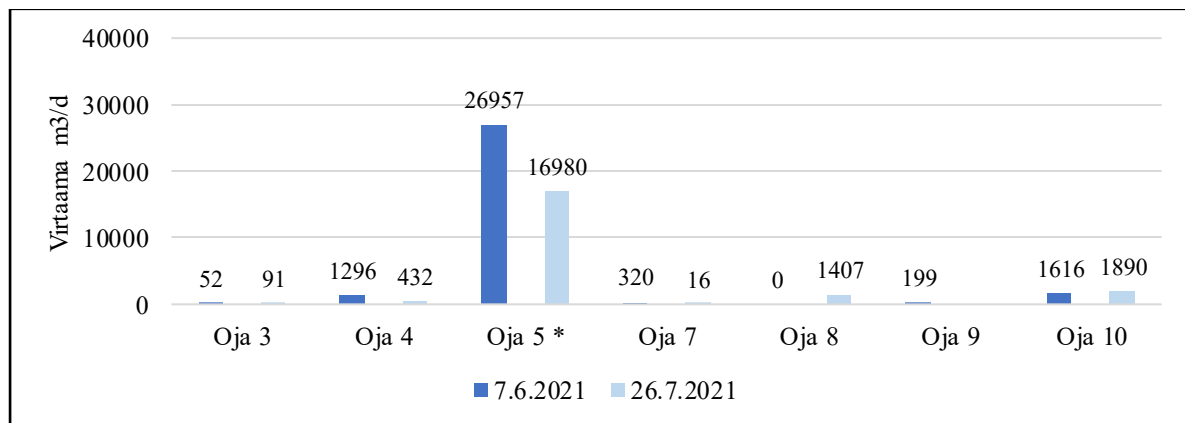
Nitraatti- ja nitriittitypen osalta suuri osa mittauspisteiden pitoisuuksista oli alle laboratorion määritysrajan (alle 5 µg/l). Yhdisteiden suurimpia pitoisuuksia mitattiin kuitenkin Marttisjärven ojassa 10 (Pasko-oja, 32,5 µg/l), Iso Olvasjärven kaikissa järvipisteissä (81,3–102,7 µg/l) sekä ojissa 5 (Olvasoja, 82,7 µg/l) ja 7 (34,1 µg/l). Myös lähdepisteissä pitoisuudet olivat järviin verrattuna keskimäärin korkeampia (14–37 µg/l) (liitteet 16 ja 17). Ammoniumtypen osalta suurimpia pitoisuuksia mitattiin Iso-Timosen ojasta 3 (49,3 µg/l), Marttisjärven ojasta 10 (Pasko-oja, 56 µg/l), Iso Olvasjärven järvipisteissä KJ (48,3 µg/l) ja Lah 1 (36,8 µg/l), sekä ojista 7 (301,3 µg/l) ja 8 (126,5 µg/l). Uomien virtaamia tarkasteltaessa on havaittavissa, kuinka erityisesti Marttisjärven Timo-oja ja Pasko-oja korostuvat typen epäorgaanisten yhdisteiden kuormittajina. Myös Iso Olvasjärven järvinäytteiden pitoisuuksien korkea määrä on huomattavaa.

Kokonaistypen osalta suurimpia arvoja havaittiin Iso-Timosen kaikissa järvi- ja ojamittauspisteissä (1050–2350 µg/l), pois lukien oja 7, jossa pitoisuus oli pieni (365 µg/l). Myös Marttisjärven ojissa 8 (1500 µg/l) ja 9 (Timo-oja, 1735 µg/l), Iso Olvasjärven järvipisteissä (1165–1325 µg/l) ja ojissa 3 (1125 µg/l), 5 (Olvasoja, 1205 µg/l) ja 7 (1620 µg/l) sekä Pikku-Timosen järvipisteessä Lah 1 (1550 µg/l) mitattiin korkeita pitoisuuksia. Kokonaisuudessaan järvien kesken suurimmat kokonaistypen arvot mitattiin Iso-Timosen alueella. Kokonaistypen pitoisuudet olivat kuitenkin kohtalaisen useassa mittauspisteessä kaikkien järvien alueella koholla. Suurimpia piidioksidipitoisuuksia havaittiin Iso-Timosen ojassa 7 (11 mg/l), Marttisjärven ojissa 3 (Leväoja, 9 mg/l), 4 (Kalaoja, 10,7 mg/l) ja 12 (9,4 mg/l) ja Iso Olvasjärven ojissa 4 (11 mg/l), 8 (16 mg/l), 9 (8,9 mg/l) ja 10 (Kiiskioja, 11 mg/l). Piidioksidipitoisuudet olivat erityisen koholla lähdevaikutteisissa ojissa.

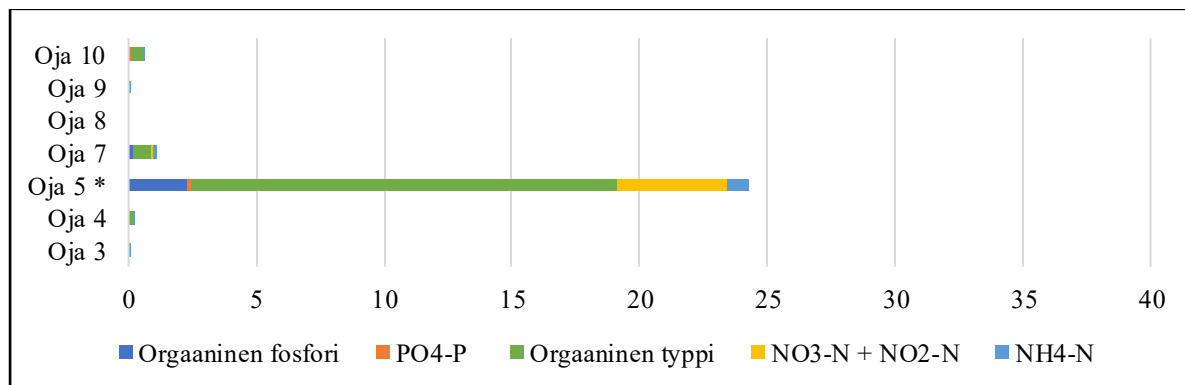
Pohjavesipisteiden osalta korkeimpia typpipitoisuuksia mitattiin lähteestä I-O Lähd 2 ja pohjavesiputkesta Por 202. Putkessa nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuus oli 370 µg/l. Samassa putkessa myös ammoniumtypen pitoisuus oli korkea (78 µg/l). Korkeimpia fosforipitoisuuksia mitattiin pohjavesiputkesta Por 11 (24 µg/l). Suurin kokonaistypen pitoisuus mitattiin heinäkuussa lähteestä I-O Lähd 2 (500 µg/l). Kesäkuussa lähteen pitoisuus oli alhaisempi (140 µg/l). Kaikissa lähdenäytteissä nitraatti- ja nitriittityppeä oli kohtalaisen runsaasti vaihdellen keskimäärin välillä 14–37 µg/l. Korkein pitoisuus havaittiin heinäkuussa lähteestä I-O Lähd 1 (39 µg/l). Lähteiden pitoisuudet pysyivät molemmissa kesän mittauksissa tasaisina, ja muun muassa nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuudet olivat korkeampia kuin järvinäytteissä.

Suurimpia virtaamia ja ravinnekuormia havaittiin järvien lähtöuomissa (kuvat 25, 28 ja 31). Korkeimmat virtaamat ajoittuvat kesäkuun alkuun ylivirtaaman aikaan. Vaikka pääasiassa suurimmat virtaamat paikannettiin järvien lähtöuomissa, kokonaisuudessaan suurin

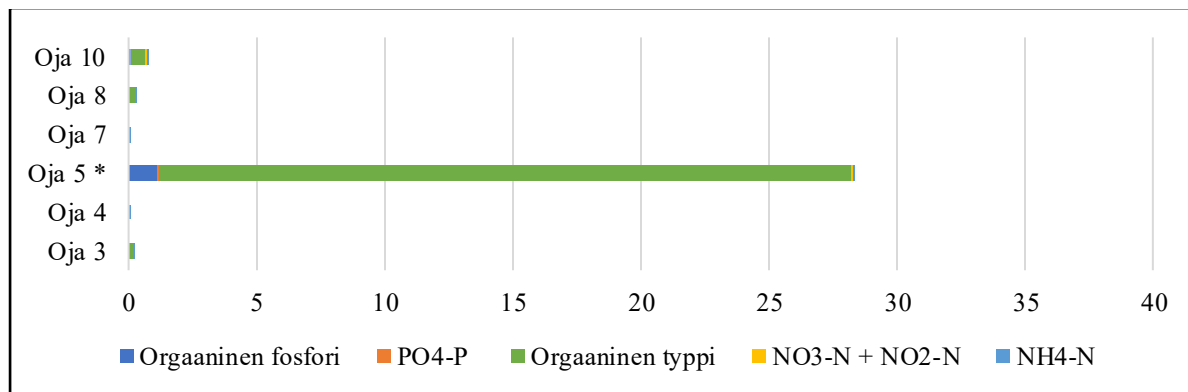
virtaama havaittiin Marttisjärveen laskevasta Timo-ojasta (oja 9) kesäkuun alussa (38 880 m³/d). Uomien järviin tuomissa kuormituksissa keskimäärin eniten kulkeutui orgaanista typpeä. Joissakin uomista oli havaittavissa myös kohtalaisen suuria typen epäorgaanisten muotojen pitoisuuksia (Iso-Timosen oja 8 sekä Marttisjärven ojat 3, 9 ja 10). Kuormia tarkasteltaessa oli havaittavissa kuormien keskeinen yhteys uomien virtaamiin. Esimerkiksi Iso Olvasjärven oja 7:stä mitattiin suuria pitoisuuksia ammoniumtyppeä (noin 301 µg/l), mutta toisaalta ojan virtaama osoittautui kesän aikana pieneksi (16–320 m³/d) (kuva 31).



Kuva 31. Iso Olvasjärven valuma-alueen uomien virtaamat (m³/d) kesä-heinäkuussa 2021. Järven lähtöuoma on merkattu tähdellä (*). Oja 5 = Olvasoja, Oja 10 = Kiiskioja.



Kuva 32. Iso Olvasjärven valuma-alueen uomien ravinnekuormitus (kg/d) 7.6.2021. Järven lähtöuoma on merkattuna tähdellä (*). (PO4-P = fosfaattifosfori, NO3-N + NO2-N = nitraatti- ja nitriittitypen summa, NH4-N = ammoniumtyppi). Oja 5 = Olvasoja, Oja 10 = Kiiskioja.



Kuva 33. Iso Olvasjärven valuma-alueen uomien ravinnekuormitus (kg/d) 27.7.2021. Järven lähtöuoma on merkattuna tähdellä (*). (PO4-P = fosfaattifosfori, NO3-N + NO2-N = nitraatti- ja nitriittitypen summa, NH4-N = ammoniumtyppi). Oja 5 = Olvasoja, Oja 10 = Kiiskioja.

Järvistä kerättyjen sedimenttinäytteiden ainepitoisuudet on esiteltynä taulukkona liitteessä 11. Taulukon riveistä on korostettu typen (N), fosforin (P), alumiinin (Al) ja raudan (Fe) sarakkeet, joihin tulosten tarkastelussa on kiinnitetty erityistä huomiota. Fosforipitoisuus vaihteli näytteissä välillä 34–960 mg/kg kuiva-aineesta (ka). Typen osalta pitoisuus näytteissä vaihteli välillä 0,6–28 g/kg ka. Tuloksista osoittautui, että Pikku-Timosen sedimenteissä oli suurimmat pitoisuudet fosforia (960 mg/kg ka), rautaa (37 000 mg/kg ka) ja alumiinia (10 000 mg/kg ka). Pienimpiä pitoisuusmääriä löytyi Iso Olvasjärven pohjoisrannalta oja 7:n läheisyydestä, jossa fosforia mitattiin 34 mg/kg ka, alumiinia 990 mg/kg ka ja rautaa 1500 mg/kg ka.

Näytepisteistä kerättyjen isotooppien koostumukset on esitelty taulukoissa 8–11. Taulukoissa on esitetty sekä hapen (^{18}O) että vedyn (^2H) stabiilien isotooppien koostumukset promilleina (‰). Vertailun vuoksi taulukoihin on liitetty tulouomien mittauspisteiden kohdalle myös kyseisen uoman virtaama (l/s), jotta uomista järviin virtaavan pohjaveden määrää on helpompi hahmottaa. Pienimpiä koostumuksia hapen ja vedyn osalta löytyi Iso Olvasjärvestä ($\delta^2\text{H}$ välillä -74,58 ja -74,49 ‰ ja $\delta^{18}\text{O}$ välillä -9,26 ja -9,23 ‰) ja suurimpia Pikku-Timosesta ($\delta^2\text{H}$ välillä -60,95 ja -60,81 ‰ ja $\delta^{18}\text{O}$ välillä -6,46 ja -6,40 ‰). Pohjavesipisteissä pitoisuudet korostuivat hyvin negatiivisilla arvoilla. Myös järvien uomista paikannettiin pieniä koostumuksia, kuten Iso-Timosen ojasta 7, Iso Olvasjärven ojista 4, 7, 8 ja 10 ja Marttisjärven ojista 3, 4 ja 12. Näistä Iso-Timosen oja 7, sekä Iso-Olvasjärven ojat 4 ja 10 ovat lähdevaikutteisia, ja yhdistyvät tutkimusalueen merkittäviin avolähteisiin. Arviot järvien vesitaseista heinäkuussa 2021 on esitetty liitteissä 21–24.

Taulukko 8. Iso-Timosen (I-T) näytteiden isotooppikoostumukset ja tulouomien virtaamat heinäkuussa 2021.

	KJ	Lah 1	Lah 2	Oja 3	Oja 4	Oja 6	Oja 7	Oja 8 *	Huok 1	Huok 2	Huok 3	Lähd 1
$\delta^2\text{H}$	-63,2 ‰	-63,04 ‰	-63,42 ‰	-65,82 ‰	-66,43 ‰	-63,25 ‰	-92,69 ‰	-63,84 ‰	-67,49 ‰	-79,12 ‰	-72,54 ‰	-94,63 ‰
$\delta^{18}\text{O}$	-7,05 ‰	-7,24 ‰	-7,09 ‰	-7,70 ‰	-7,87 ‰	-7,27 ‰	-12,56 ‰	-7,16 ‰	-7,85 ‰	-10,12 ‰	-8,71 ‰	-12,87 ‰
Virtaama l/s (7/2021)				9,1	11,4	0	4,2					

* Järven lähtöuma

Taulukko 9. Martisjärven (MJ) näytepisteiden isotooppikoostumukset ja tulouomien virtaamat heinäkuussa 2021.

	KJ	Lah 1	Lah 2	Oja 3	Oja 4	Oja 7 *	Oja 9	Oja 10	Oja 12	Huok 1	Por 202
$\delta^2\text{H}$	-66,82 ‰	-66,93 ‰	-66,88 ‰	-81,08 ‰	-78,14 ‰	-67,61 ‰	-63,58 ‰	-70,23 ‰	-95,08 ‰	-74,78 ‰	-107,21 ‰
$\delta^{18}\text{O}$	-7,91 ‰	-7,94 ‰	-7,91 ‰	-10,55 ‰	-10,05 ‰	-8,04 ‰	-7,17 ‰	-8,63 ‰	-12,98 ‰	-9,26 ‰	-14,55 ‰
Virtaama l/s (7/2021)				205,8	21,7		92,5	17,9	0,4		

* Järven lähtöuma

Taulukko 10. Iso Olvasjärven (I-O) näytteiden isotooppikoostumukset ja tulouomien virtaamat 2021.

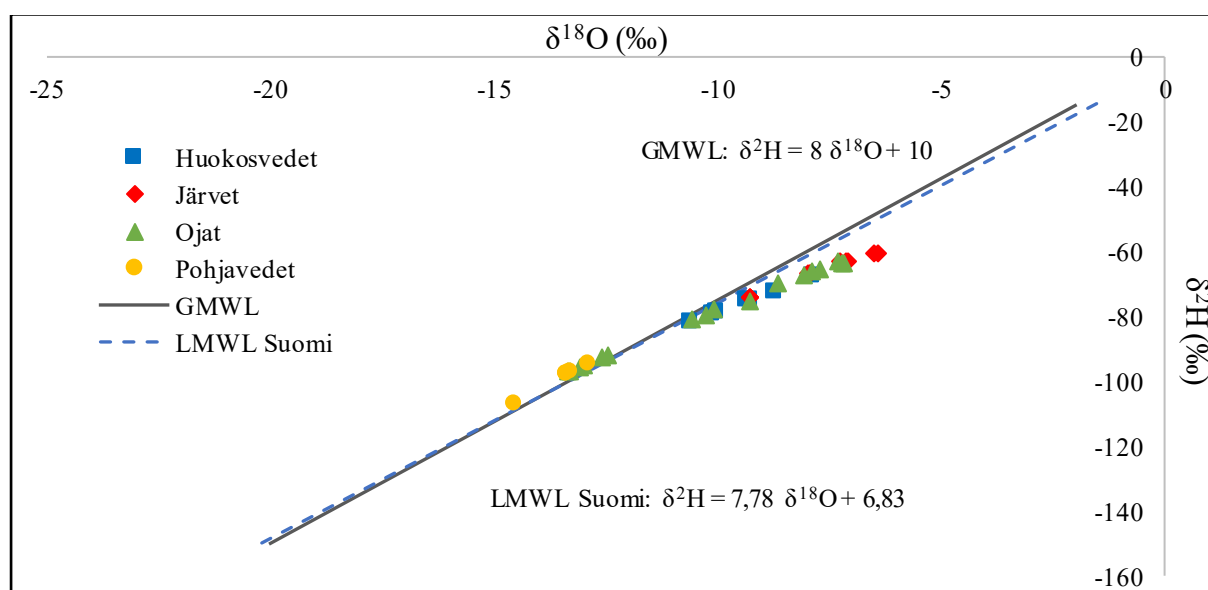
	KJ	Lah 1	Lah 2	Oja 3	Oja 4	Oja 5 *	Oja 7	Oja 8	Oja 10	Huok 1	Huok 2	Huok 3	Lähd 1	Lähd 2	Por 11
$\delta^2\text{H}$	-74,58 ‰	-74,54 ‰	-74,49 ‰	-79,81 ‰	-97,01 ‰	-75,55 ‰	-97,27 ‰	-92,33 ‰	-96,08 ‰	-75,07 ‰	-81,80 ‰	-78,90 ‰	-97,24 ‰	-97,79 ‰	-97,98 ‰
$\delta^{18}\text{O}$	-9,26 ‰	-9,25 ‰	-9,23 ‰	-10,24 ‰	-13,34 ‰	-9,26 ‰	-13,29 ‰	-12,41 ‰	-13,04 ‰	-9,32 ‰	-10,61 ‰	-10,00 ‰	-13,26 ‰	-13,38 ‰	-13,39 ‰
Virtaama l/s (7/2021)				1,1	5		0,2	16,3	21,9						

* Järven lähtöuma

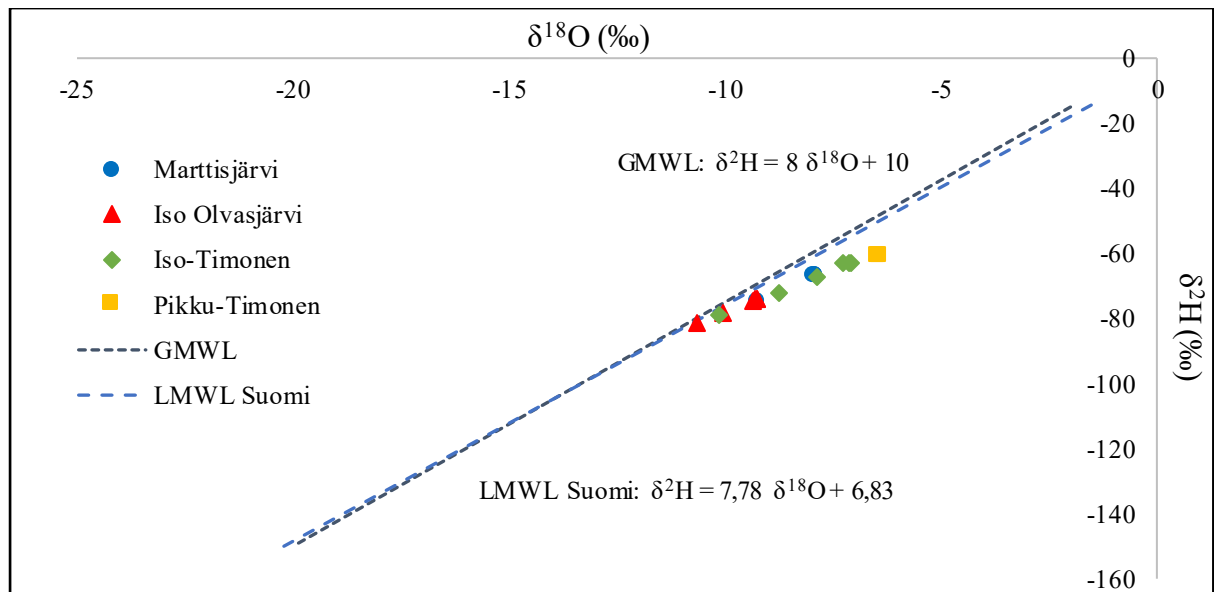
Taulukko 11. Pikku-Timosen (P-T) näytteiden isotooppikoostumukset heinäkuussa 2021.

	KJ	Lah 1
$\delta^2\text{H}$	-60,81 ‰	-60,95 ‰
$\delta^{18}\text{O}$	-6,46 ‰	-6,40 ‰

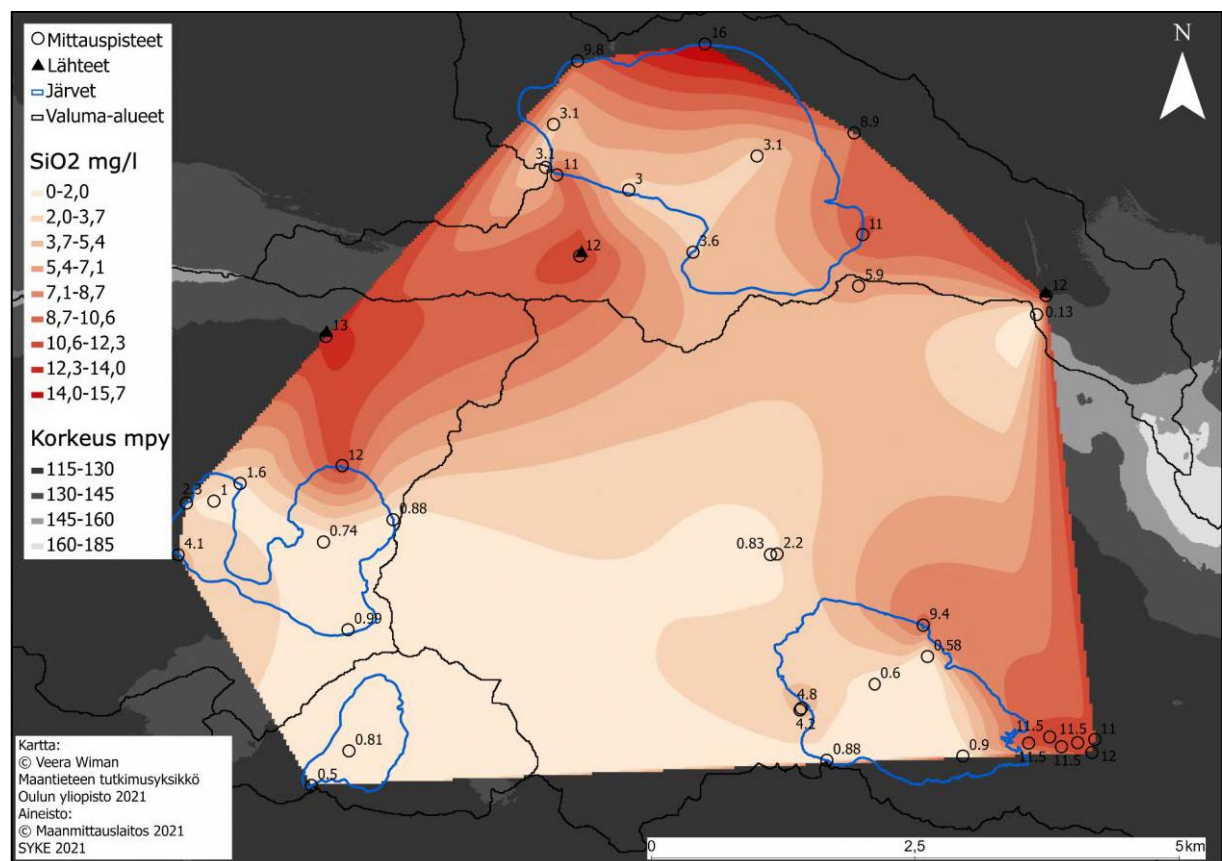
Mittauspisteiden isotooppikoostumuksia on eritelty myös kuvissa 34 ja 35, joissa pistekohtaisia koostumuksia vertaillaan kansainväliseen (GMWL) sekä alueelliseen (LMWL) meteoristen vesien vertailusuoraan. Pohjavesinäytteet sijoittuvat vertailusuorien linjojen mukaisesti. Järvistä otetut näytteet sen sijaan poikkeavat suorista. Ojien joukosta on havaittavissa täysin suorille asettuvia pohjavesivaikutteisia ojia. Iso Olvasjärvi erottuu muista järvistä, sillä sieltä mitatut pitoisuudet sijoittuvat kaikista järvistä lähimmäksi vertailusuoraa. Pikku-Timonen puolestaan poikkeaa suorista selvimmin ja sen arvot ovat korkeimmat. Kuvissa 36 ja 37 on esitettynä mittauspisteiden piidioksidipitoisuuksia ja ^{18}O -arvoja interpoloituina. Kuvista korostuu pohjavesipisteiden korkeat arvot sekä järvien joukosta Iso Olvasjärvi, jossa etenkin ^{18}O -arvot ovat negatiivisia. Vastaavasti Pikku-Timosessa arvot ovat positiivisempia. Järvien isotooppitarkastelussa interpoloinnin ja G-indeksin osalta on hyödynnetty hapen ($\delta^{18}\text{O}$) stabiilia isotooppia, sillä siitä johdettuja tuloksia pidetään yleisesti ottaen vedyn ($\delta^2\text{H}$) tuloksia tarkempina (Isokangas ym. 2015).



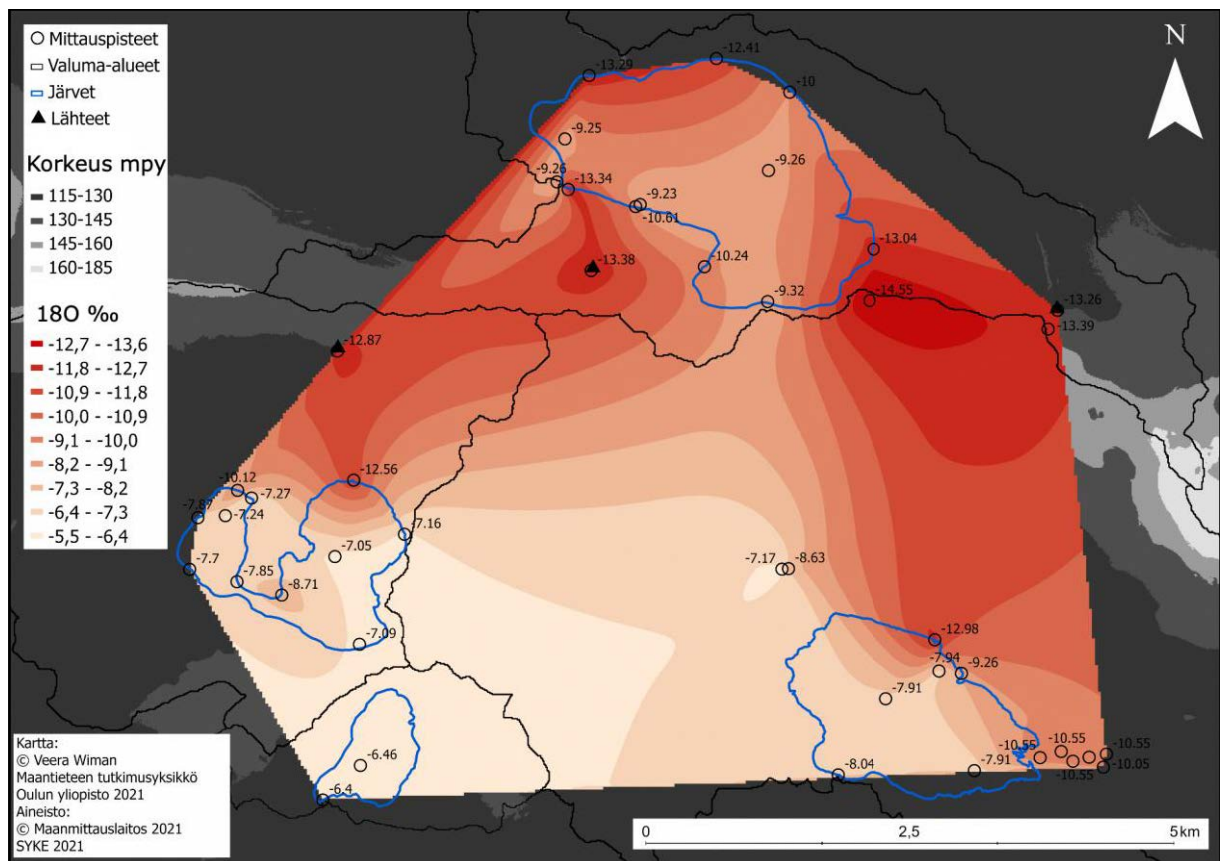
Kuva 34. Näytepisteiden isotooppikoostumusten vertailua vertailusuoriin (GMWL = globaali meteoristen vesien suora, LMWL = alueellinen meteoristen vesien suora).



Kuva 35. Järvinäytepisteiden isotooppikoostumusten vertailua vertailusuoriin (GMWL = globaali meteoristen vesien suora, LMWL = alueellinen meteoristen vesien suora).



Kuva 36. Näytepisteiden keskimääräiset piidioksidipitoisuudet (SiO_2 mg/l) interpoloituina.



Kuva 37. Hapen stabiilin isotoopin (^{18}O ‰) näytesteiden koostumukset interpoloituina.

6 Tulosten tarkastelu

Näytteenotoissa kerätyillä näytteillä ja kenttämittarin mittauksilla muodostettiin yleiskuva a kesä-heinäkuun aikaisesta vedenlaadun tilasta tutkimuksen kohteena olevissa järvissä. Monet järvistä osoittivat sekä merkittävää rehevyyttä, että merkkiaineiden (SiO_2 , $\text{PO}_4\text{-P}$) ja isotooppipitoisuuksien puolesta viitteitä pohjavesivaikutteisuudesta. Järvien tulouomien runsas määrä voi osaltaan näkyä merkkiaineiden runsaudessa. Ala-Aho ym. (2013) kertovat kuinka juuri matalien korkeusvyöhykkeiden järvissä, joihin laskee runsaasti tulouomia, voivat pohjavesien vaikutukseen viittaavat merkkiaineet (SiO_2 ja $\text{PO}_4\text{-P}$) näkyä runsaana näytteissä.

Kaikissa järvissä kokonaisfosforin pitoisuudet kasvoivat kesän aikana merkittävästi (liitteet 7, 8 ja 9). Saarijärvi & Sammalkorpi (2005: 66–67) kertovat, kuinka tämä on usein merkki voimakkaasta sisäisestä kuormituksesta. Kesän alussa ylivirtaaman jälkeen kasvavat fosforimäärät ovat yhteydessä voimakkaaseen sisäiseen kuormitukseen, kun järven pohjasedimenteistä vapautuu fosforia, mikä saa pitoisuudet järvivedessä koholle. Sen sijaan kevät- ja syysaikaan tapahtuvat pitoisuuksien kasvut viittaavat enemmän valuma-alueelta sateiden mukana tulevaan ulkoiseen kuormitukseen.

Vedenlaatunäytteitä analysoitaessa on syytä huomioida se, että soiden ennallistamistoimet alueella voivat vaikuttaa ravinnepitoisuuksien kohonneisiin arvoihin näytteissä. Ennallistamistoimia on kuitenkin toteutettu vain Marttisjärven valuma-alueella, eikä niillä täten pitäisi olla vaikutusta muihin tutkimusjärviin (Rehell 2021). Ennallistamistoimien aiheuttama ravinnekuormien kasvu voi olla hyvin suurta, ja kuorman kasvu näkyy erityisesti fosforin ja typen pitoisuuksissa. Fosforin pitoisuudet ovat pääasiassa koholla noin kahden vuoden ajan ennallistamistoimien päättymisen jälkeen (Kareksela ym. 2021: 35).

Oletettavissa on, että tutkimusalueen soisuus ja soiden ojitukset, sekä metsätalouden toimenpiteet tutkimusalueella vaikuttavat järvien vedenlaatuun (Joensuu ym 2019). Monet järvien tulouomista virtaavat pitkän matkaa ennen kuin laskevat järveen, ja matkan aikana niihin voi kertyä valuntana ja huuhtoumana ylimääräistä ravinnekuormaa muun muassa avohakkuualueilta. Esimerkiksi Iso Olvasjärven Kiiskioja (oja 10) on voimakkaasti lähdevaikutteinen oja, mutta se virtaa järveen pitkällä matkalla hakkuualueiden läpi (liite 18). Vedenlaatatulokset myös kertovat, että ojan mukana tulee tavallista enemmän ravinteita.

Mahdollisia pohjavesien purkukohtia järvillä paikannettiin yhteensä yhdeksän kappaletta, joista yksi Marttisjärveltä, kolme Iso Olvasjärveltä ja viisi Iso-Timoselta. Pikku-Timoselta purkupaikkoja ei paikannettu. Purkupaikkojen runsas määrä esimerkiksi Iso-Timosella voi kertoa pohjaveden voimakkaasta purkautumisesta koko järven alueella. Vastaavasti Pikku-Timosella mahdollinen purkautuminen voi olla heikompaa ja vähäisempää.

Typen pitoisuudet järvissä ja ojissa kasvoivat kesän aikana, mikä on epätyypillistä vesistöissä. Useimmiten typen pitoisuudet vähenevät kesän aikana, kun levät ottavat ne käyttöönsä loppukesää kohti mentäessä (Oravainen 1999). Kesäkuun lopussa alueeseen kohdistui voimakas kesämyrsky, minkä seurauksena alueen puustoa kaatui suuria määriä. Puuston kaatuminen ja kasvillisuuden voimakkaat muutokset lyhyellä aikavälillä ovat voineet vaikuttaa tähän epätyypilliseen tilanteeseen. Muutokset kasvillisuudessa ovat voineet lisätä typen huuhtoutumista alueella, ja huuhtoumien kasvu voi olla erityisen runsasta juuri turvevaltaisilla alueilla (Palviainen ym. 2005; Kenttämies 2006; St. Hilaire ym. 2015).

6.1 Iso-Timosen vedenlaatu

Iso-Timosen vedenlaatatulosten mukaan järvi on luokitukseltaan rehevä. Järven mittauspisteissä kokonaisfosforin ja kokonaistypen pitoisuudet vaihtelevat rehevän ja ylirehevän välillä (taulukot 2 ja 3). Vähiten reheviä oja ovat ojat 6 ja 7, jotka myös sijaitsevat vähemmän ojitetulla järven pohjoisrannalla, minkä vuoksi myös ravinteiden kulkeutuminen näiden ojien kautta on todennäköisesti vähäisempää. Oja 7 on järven pohjoisrannalla sijaitseva

lähdevaikutteinen oja, joka saa alkunsa ylempää noin kilometrin päässä sijaitsevalta avolähteeltä. Ojan alhaiset ravinnepitoisuudet kertovat ojaveden hyvästä laadusta ravinteiden suhteen (taulukot 2 ja 3), ja sillä onkin todennäköisesti laimentava vaikutus järven rehevään vedenlaatuun (Seppänen 1984: 92). Järven pohjoispuolen lähteestä mitatut ravinnepitoisuudet kokonaisfosforin (14–15 µg/l) ja kokonaistypen (70–72 µg/l) osalta eivät viitanneet rehevyyteen. Happipitoisuudeltaan järvi on hyvässä tilassa. Pitoisuudet pysyivät tasaisina läpi kesän ja lähellä tyypillisiä suomalaisia pitoisuuksia (Oravainen 1999). Myös ojissa happea oli varsin hyvin, poikkeuksena oja 7, jossa pitoisuus oli keskimäärin varsin alhainen (5,66 mg/l). Alhainen pitoisuus voi olla seurausta ojaan kulkeutuvista hapettomista pohjavesistä. Järven pH-luku vaihteli välillä 7,5–8,1, ollen hieman keskimääräisiä arvoja emäksisempiä (Oravainen 1999). Olosuhteet järvessä esimerkiksi hapen osalta ovat otollisia suurelle perustuotannolle, mikä edelleen vaikuttaa järven rehevyyden lisääntymiseen.

Järvi on jakaantunut kahdeksi järvenseläksi, jotka yhdistyvät toisiinsa kapean salmen kautta. Järven mittauspisteissä kokonaisfosforin pitoisuudet vaihtelivat keskimäärin välillä 76–194 µg/l ja kokonaistypen pitoisuudet vaihtelivat välillä 1230–2350 µg/l. Typen tai fosforin epäorgaanisten yhdisteiden suhteen järven ja ojen pitoisuuksissa ei ollut juurikaan havaittavissa merkittäviä poikkeamia tyypillisistä viitearvoista toisin kuin muissa tutkimusjärvissä. Ainoastaan ojassa 3 havaittiin suuri ammoniumtyyppipitoisuus kesäkuussa (96 µg/l) verrattuna keskimääräisiin suomalaisiin pitoisuuksiin (24 µg/l) (Särkkä 1996: 67). Ojan happipitoisuus oli yli 8 mg/l, minkä vuoksi hapen määrä ei selitä suurta ammoniumtypen määrää. Todennäköisesti ojaan on kesäkuun alussa kulkeutunut paljon keväisiä valumavesiä Juurimaan muodostumalta, jotka ovat voineet nostaa pitoisuutta (Särkkä 1996; Oravainen 1999). Ojan läheisyydessä on myös toteutettu vuosien 2017–2021 välissä hakkuita, jotka voivat vaikuttaa ojan kuormaan (Maanmittauslaitos 2021b). Eroa muihin järviin selittänee se, että Iso-Timosen ympäristössä ei ole viime vuosina toteutettu yhtä paljon metsätalouden toimenpiteitä, kuten avohakkuita, ojituksia tai ennallistamistoimia kuin muilla tutkimusjärvillä, minkä vuoksia erityisiä kuormituspiikkejäkään ei ole havaittavissa. Metsätalouden toimenpiteiden vähäisyys on havaittavissa vanhoista ilmakuvista, joiden perusteella järven ympäristö on säilynyt kohtalaisen muuttumattomana aktiivisten ojitustoimien päättymisen jälkeen (Maanmittauslaitos 2021b). Todennäköisesti järven kuormitustasot ovat siis seurausta 1970-luvulla alkaneiden ojitusten aiheuttamasta pysyvästä ojituslisästä, joka aiheuttaa luonnontilaa korkeampia pysyviä pitoisuustasoja ravinteissa, sekä järveä ympäröivän turve- ja suovaltaisen maaperän valumavesistä (Joensuu ym. 2019: 7; Kareksela ym. 2021).

Piidioksidia järvessä oli tasaisesti noin 1,1 mg/l. Ojissa piidioksidipitoisuudet pysyivät myös tasaisina, mutta ojassa 7 pitoisuudet olivat varsin korkeita, jopa 11 mg/l, mikä on yhteydessä ojan selkeään pohjavesivaikuttaisuuteen (Wetzel 2001; Isokangas 2019). Orgaanista hiiltä oli järvessä vaihtelevia pitoisuuksia. Määrät vaihtelivat mittauspisteissä 16,5–21,5 mg/l välillä, ollen huomattavasti korkeampia kuin suomalaiselle vesistölle tyypilliset arvot (Rantakari ym. 2008). Runsas orgaanisen hiilen kuorma voikin olla yhteydessä järveä ympäröiviin suuriin suoalueisiin ja niiden ojituksiin. Ojitusten vuoksi orgaanisen aineksen huuhtouma kasvaa luonnollisen suodattumisen vähäisyyden vuoksi, jolloin myös ulkoinen kuorma järveen kasvaa (Kortelainen 1993; Nieminen & Sallantausta 2020). Ojissa orgaanista hiiltä oli tasaisesti lähes saman verran kuin järvessäkin. Poikkeuksen muodosti oja 7, jossa orgaanista hiiltä oli lähdevaikutteiselle ojalle tyypillisesti hieman vähemmän (9,6 mg/l).

Iso-Timosen uomien virtaamamittaukset osoittivat (kuva 25), että suurimmat virtaamat löytyvät järven lähtöuomasta, joka on Timo-ojan sivu-uoma. Timo-oja on sama oja, joka alempana järviketjussa laskee Marttisjärveen. Virtaamissa tapahtui merkittävä lasku kesän aikana, mikä on tyypillistä, kun luonnossa siirrytään ylivirtaamakaudesta alivirtaaman kauteen (Korhonen 2007). Tulouomista suurimmat virtaamat havaittiin ojissa 3 ja 4. Näiden ojien kautta järveen tuli myös määrällisesti suurimmat ravinnekuormat, vaikka kokonaismäärät jäivätkin kohtalaisen alhaisiksi (kuvat 26 ja 27). Kaikki uomat toivat järveen mukanaan runsaasti orgaanista typpeä. Ojien korkeat typpikuormat ovat todennäköisesti yhteydessä juuri valuma-alueen soiden valumavesiin ja ojitusten runsauteen (Särkkä 1996; Oravainen 1999; Sarkkola ym. 2014: 5–6). Korkeimmillaan ravinnekuorma oli kesäkuussa ojassa 4, jonka kautta tuli yhteensä kaikkia ravinteita järveen noin 4 kg päivässä. Huomion arvoista on myös se, että lähdevaikutteinen oja 7 tuo alhaisten virtaamamäärien perusteella järveen vain hyvin vähän karua ja niukkaravinteista vettä.

6.2 Marttisjärven vedenlaatu

Marttisjärvestä kerätyt vedenlaatonäytteet kertovat järven voimakkaasta rehevyydestä. Järven kaikista mittauspisteistä löytyi hyvin korkeita määriä kokonaisfosforia ja kokonaistyppeä. Järvinäytteiden kokonaisfosforin pitoisuudet vaihtelivat kesän aikana keskimäärin välillä 79–99 µg/l. Forsbergin ja Rydingin (1980) asettamien kokonaisfosforin viitearvojen mukaan järvi on luokituksestaan rehevä (taulukko 2), mutta ajoittain pitoisuudet olivat lähellä erittäin rehevää luokitusta. Kokonaistypen pitoisuudet järven eri pisteissä vaihtelivat keskimäärin välillä 955–990 µg/l. Myös kokonaistypen osalta järvi on viitearvojen mukaan rehevä (taulukko 3). Runsas kasviravinteiden määrä kertoo korkeasta tuotannosta järvessä (Särkkä

1996: 63–64; Filippelli 2002). Tätä tulkintaa tukevat myös kesän aikaiset havainnot järveltä, jossa vesikasvillisuus kasvoi hyvin runsaana ympäri järveä aina ulapalla asti. Kasvillisuus runsastui huomattavasti loppukesään mennessä. Järven valuma-alueelta kerätyt pohjavesinäytteet puolestaan eivät osoittaneet rehevyyttä. Alhaisen rehevyyssasteen perusteella valuma-alueeseen vaikuttavat Kälvasvaaran pohjavedet eivät todennäköisesti aiheuta merkittävää kuormitusta järveen.

Järven happitilanne on kohtalaisen hyvä, sillä mitatut happipitoisuudet järvessä vaihtelivat 8,28–8,77 mg/l välillä kesäkuussa ollen lähellä Suomen järvien keskimääräisiä pitoisuuksia (Oravainen 1999). Järven hyvä happitilanne todennäköisesti myös ruokkii järven rehevyyttä, sillä olosuhteet perustuotannolle ovat hyvät (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005: 66; Petela 2007: 311). Järveltä saatiin mitattua happipitoisuudet vain kesäkuussa, eikä tämän vuoksi ole siis tiedossa, miten järven happitilanne muuttui kesän loppuun mennessä. Kesän aikana järven kasvillisuus kuitenkin runsastui, ja heinäkuussa järven alueella tehtiin havaintoja kalakuolemista (Marttila-Tornio 2021b). Kalakuolemat viittaisivat siihen, että happitilanteessa tapahtui heikentymistä kesän aikana. Todennäköisesti runsas perustuotanto kiihdytti järven hajotustoimintaa, mikä aiheutti hapen loppuun kulumista paikoittain (Särkkä 1996: 53–54).

Kokonaisfosforin osalta erittäin reheviä ojaia olivat ojat 3 (Leväoja), 4 (Kalaoja), 8 ja 9 (Timo-oja), joissa pitoisuudet olivat korkeimmillaan jopa 170 µg/l. Näiden ojien kautta järveen päätyy järven uomista eniten fosforia. Lähteuoman suulta (oja 7) otetussa näytteessä oli molempina näytteenottoajankohtina vähemmän fosforia kuin järvivedessä. Ojan suulla oli ulosvirtausta hidastava muodostuma, ja onkin mahdollista, että järveen purkautuvat pohjavedet laimentavat lähteuomaan päätyviä pitoisuuksia (Seppänen 1984: 92). Kokonaisfosforin pitoisuuksia vesistöissä nostavat usein muun muassa maatalous, asutuksen ja teollisuuden jätevedet, maaperän eroosio sekä kesän aikainen levätuotannon kasvu (Särkkä 1996: 65; Oravainen 1999). Alueella ei kuitenkaan ole merkittävästi asutusta, teollisuutta tai maataloutta, lukuun ottamatta pohjoisrannan asutusta ja peltoaluetta. Koska oja 12 sijoittuu lähelle rannan peltoaluetta, on syytä olettaa, että pellon aiheuttama kuorma järveen on kohtalaisen pieni, sillä ojassa 12 ravinnepitoisuudet olivat alhaisia. Järveä ympäröivä maaperä on kuitenkin ollut vuosien aikana runsaan ihmisten aiheuttaman eroosion kohteena ojitusten ja ennallistamistoimien vuoksi. Etenkin järven pohjoisrannalla ja Leväojan varrella näitä toimia on tehty runsaasti, ja todennäköisesti näiden toimien seurauksena pitoisuuksissa on havaittavissa korkeita arvoja.

Runsaat typpipitoisuudet ovat yleensä yhteydessä järven valuma-alueen peltoihin, sekä metsätalouteen, joiden vaikutukset korostuvat entisestään turvevaltaisilla alueilla (Särkkä

1996: 66; Tattari & Linjama 2004: 27; Kenttämies 2006: 9; Joensuu ym. 2019: 7). Järven valuma-alueella on kohtalaisen vähän peltoja (kuva 6), joten on mahdollista, että kohonneet fosforin ja typen pitoisuudet ovat suurilta osin yhteydessä valuma-alueella harjoitettuihin metsätalouden toimenpiteisiin, kuten vanhoihin ojitusalueisiin (Eloranta 2005: 24). Karekselan ym. (2021) mukaan ojitusten vaikutukset ovat pitkäaikaisia ja pysyviä, minkä vuoksi on luonnollista, että niiden vaikutukset näkyvät edelleen Marttisjärvellä, joka on ollut aktiivisen ojituksen ja kunnostusojitusten kohteena jo 1970-luvulta lähtien (Rehell 2021).

Järven tulouomiin liittyen erityisenä huomiona nousi esiin se, kuinka epäorgaanisen typen pitoisuudet tietyissä mittauspisteissä olivat huomattavasti korkeammalla kuin järvisedessä. Erityisesti Pasko-ojan (oja 10) pitoisuuksissa korostuivat suuret pitoisuudet nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtypen osalta. Nitraattitypen pitoisuudet voivat usein kasvaa maatalouden valumavesien, tulvien ja alueen kasvillisuuden muutosten vaikutuksesta (Horne & Goldman 1994; Särkkä 1996). Myös ammoniumtypen määrä (56 µg/l) oli hyvin korkea Pasko-ojassa, etenkin verrattuna Suomen vesistöjen keskimääräiseen pitoisuuteen (24 µg/l) (Särkkä 1996). Ammoniumpitoisuuksia nostavat etenkin turvesoiden valumavedet, vähähappiset olot ja suuret jätevesikuormat, ja oja olikin varsin vähähappinen (6,95 mg/l) kesän aikana. Voi olla mahdollista, että tässä ojassa vähähappisten olosuhteiden vuoksi typen kierto on osittain estynyt, jonka seurauksena ammoniumtyppeä on runsaasti (Seppänen 1984: 96–100). Vun ym. (2017: 613) mukaan myös pellot ja niiden typpilannoitus nostavat ammoniumpitoisuuksia, ja onkin huomion arvoista, kuinka ojien 9 (Timo-oja) ja 10 (Pasko-oja) rantavyöhykkeillä on peltoja ja maataloutta (kuvat 3 ja 6). Pasko-oja oli maastohavaintojen perusteella kesän aikana runsaasti rehevöitynyt ja täynnä kasvillisuutta. Runsas kasvillisuus mahdollisesti osittain selittää ojan heikkoa happitilannetta ja korkeita ammoniumtypen pitoisuuksia, sillä kasvillisuuden runsas määrä usein tarkoittaa voimakasta hajotustoimintaa ja heikkenevää happitilannetta, jolloin myös ammoniumtypen määrä pääsee kasvamaan (Seppänen 1984).

Ojassa 3 (Leväoja 9,0 mg/l), 4 (Kalaoja 10,7 mg/l) ja ojassa 12 (9,4 mg/l) piidioksidipitoisuudet olivat keskimäärin korkeampia kuin muissa järven tai ojien mittauspisteissä, joissa pitoisuudet olivat Suomen vesistöille tyypillisiä (Järnefelt 1958: 128). Tämä voi olla yhteydessä ojien pohjavesivaikutteisuuteen, sillä runsaat piidioksidipitoisuudet usein viittaavat maaperässä pitempään olleisiin pohjavesiin, joihin piidioksidia on päässyt liukenemaan (Wetzel 2001; Isokangas ym. 2019). Leväojan ja Kalaojan läheisyydessä voi olla pisteitä, joista Kälvésvaaran pohjavedet purkautuvat ja valuvat ojien vesiin. Etenkin Leväojan varrella näitä pisteitä on vuosien aikana paikannettu useita, joskin suuri osa niistä on

viimevuosina tukittu ennallistamisessa (Päkkilä 2020). Tämän myötä Leväojan mukanaan tuoma kuorma järveen on voinut muuttua ja ravinnepitoisuuksien määrä kasvaa, kun karujen lähdevesien laimentava vaikutus on päässyt vähenemään (Seppänen 1984: 92). Ojan mukana kulkeutuu todennäköisesti edelleen merkittäviä määriä pohjavettä, vaikka määrät ovat vuosien aikana mahdollisesti vähentyneet. Ojan vaikutus järven tilaan voi kuitenkin lähivuosina parantua, kun ennallistamistoimien pitkän aikavälin hyödyt alkavat näkyä ojan kuormassa ja vesien virtausreitit suolla palautuvat takaisin lähemmäs luonnontilaista.

Orgaanista hiiltä järvessä oli enemmän verrattuna tyypillisiin suomalaisiin järvidesien pitoisuuksiin (7,8 mg/l) (Rantakari ym. 2008). Pitoisuus oli läpi järven keskimäärin 18 mg/l, mutta joissakin ojissa havaittiin vielä korkeampia pitoisuuksia, kuten ojissa 8 (39 mg/l), 4 (Kalaoja, 24 mg/l) ja 10 (Pasko-oja, 23,5 mg/l), joiden kautta järveen kulkeutuu kohtalaisen paljon orgaanista ainesta. Korkeat pitoisuudet voivat olla yhteydessä järven suureen valuma-alueeseen (87 km²) (Suomen ympäristökeskus 2021b) ja soisiin ojitusalueisiin, joilta irtoaa huomattavia määriä orgaanista ainesta, mikä edelleen kulkeutuu ojitusten seurauksena ilman luonnollista suodattumista suoraan järveen (Kortelainen 1993; Nieminen & Sallantausta 2020). Korkeat TOC-pitoisuudet voivat myös osaltaan nostaa järven kokonaisfosforipitoisuuksia ja kiihdyttää rehevöitymistä (Kortelainen 1993: 1480–1481).

Virtaamamittauksissa osoittautui, että suurimmat tulouomien virtaamat löytyvät Timo-ojasta (oja 9) ja Leväojasta (oja 3), joista tulee järveen myös määrällisesti suurimmat ravinnekuormat (kuvat 28–30). Heinäkuussa uomien virtaamat pienenevät alivirtaamakaudelle tyypillisesti (Korhonen 2007). Määrällisesti suurin ravinnekuorma kulkeutui Timo-ojan mukana, jonka kautta Marttisjärveen päätyi kesäkuussa päivittäin noin 40 kg ravinteita. Heinäkuussa ojista 3 ja 9 molemmista tuli järveen noin 20 kg ravinteita päivässä. Siinä missä muiden järvien tulouomien ravinnekuormaa hallitsivat orgaanisen typen pitoisuudet, oli Marttisjärven tulouomista havaittavissa selkeästi myös muita korkeita ainepitoisuuksia. Esimerkiksi heinäkuussa Leväojan (oja 3) kautta tuli merkittävä määrä fosfaattifosforia järveen, jopa noin 4 kg päivässä ojan kokonaiskuorman ollessa noin 22 kg päivässä. Suuri fosfaattifosforin määrä voi olla yhteydessä ojan pohjavesivaikutteisuuteen (Särkkä 1996: 64; Ala-Aho ym. 2013).

6.3 Iso Olvasjärven vedenlaatu

Iso Olvasjärven vedenlaatutulokset kertovat kokonaisfosforin ja -typen osalta järven rehevyydestä. Molempien kasviraavinteiden pitoisuustasot viittaavat laadultaan rehevään järveen (taulukot 2 ja 3). Oleellinen huomio liittyy siihen, kuinka järven mittauspisteissä

havaittiin kesän alussa huomattavia määriä typen epäorgaanisia muotoja, etenkin muiden järvien pitoisuuksiin verrattuna. Alkukesän runsaat pitoisuudet typen epäorgaanisten muotojen osalta todennäköisesti selittää järven runsaita sinilevämääriä, sillä sinilevät voivat helposti käyttää typen vesiliukoisia epäorgaanisia muotoja (Karvonen 2016: 163). Järven pH-luvut vaihtelivat kesän aikana eri pisteissä keskimäärin välillä 7,6–9,2, ollen hieman korkeampia kuin keskimääräiset pH:n arvot Suomen järvissä (Oravainen 1999: 12). Järven havaittiin olevan happipitoisuudeltaan runsas, sillä kesän keskimääräiset pitoisuudet järvessä vaihtelivat mittauspisteiden välillä 10,09–10,38 mg/l eli arvot ylittivät keskimääräisen happipitoisuuden viitearvon (Oravainen 1999). Järven runsashappisuus voi indikoida järven huonosta tilasta, sillä esimerkiksi Saarijärven & Sammalkorven (2005: 66) mukaan järven runsaat happipitoisuudet voivat olla yhteydessä hyvin korkeaan perustuotantoon, joka kiihdyttää järven rehevöitymistä entisestään.

Järven mittauspisteistä havaittiin nitraatti- ja nitriittityppeä keskimäärin välillä 81,3–102,7 µg/l, ja ammoniumtyppeä välillä 15,3–48,3 µg/l. Kohonneet pitoisuudet voivat Iso Olvasjärven ympäristö huomioiden viitata esimerkiksi runsaan perustuotannon aiheuttamaan aktiiviseen bakteeritoimintaan vedessä ja järveä ympäröivien ojitettujen turvesoiden valumavesiin (Horne & Goldman 1994; Särkkä 1996; Korkka-Niemi & Salonen 1996; Oravainen 1999). Järven valuma-alueella maankäyttö on voimakkaasti metsätalouteen kuten avohakkuihin ja ojitukseen painottunutta mikä lisää aineiden liikettä maaperästä vesiin ja todennäköisimmin aiheuttaa ravinteiden korkeita pitoisuuksia valumavesissä (Seuna ym. 1986: 401; Joensuu ym. 2019: 7; Maanmittauslaitos 2021b). Huomion arvoista on se, että järven tulouomissa typen epäorgaanisia yhdisteitä oli pääasiassa vähemmän kuin järvessä. Erot uomien ja järven pitoisuuksissa viittaavat juuri järvessä tapahtuviin prosesseihin, jotka nostavat pitoisuuksia.

Iso Olvasjärven merkittävimpien tulouomien vedenlaatumittaukset kertovat vedenlaadun vaihtelusta eri uomien välillä. Mittausten mukaan kaikista rehevin oja löytyy järven pohjoisrannalta (oja 7). Oja 7 on kokonaisfosforin ja kokonaistypen osalta luokitukseltaan erittäin rehevä (taulukot 2 ja 3). Ojan keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus oli kesä-heinäkuun aikana jopa 257 µg/l. Maanmittauslaitoksen (2021b) vanhojen ilmakuvien tarkastelun perusteella oja 7:n läheisyydessä on toteutettu vuosien 2010–2015 laajoja avohakkuita (kuvat 9 ja 10), mikä voi selittää korkeita ravinnepitoisuuksia. Hakkuutoimien seurauksena ojaan on voinut esimerkiksi päätyä hakkuutähteistä vapautuneita ravinteita ja typen huuhtoumien määrä on voinut kasvaa vähentyneen kasvillisuuden myötä. Eroosion kasvu ojan läheisyydessä aiheuttanee myös fosforipitoisuuksien nousua (Palviainen ym. 2005: 165;

Joensuu ym. 2019: 7). Oja myös kulkee pitkän matkaa maaston korkeuskäyrien mukaisesti, minkä vuoksi suuri osa ojan kuormasta lienee peräisin ojan yläpuolisesta maaperästä, ennemmin kuin alapuoliselta ojitetulta suolta. Ojan yläpuolella Viinivaaran harjulla onkin tehty mittavia avohakkuita vuosien 2007–2010 välillä (Maanmittauslaitos 2021b).

Myös ojat 8 ja 10 ovat lievästi reheviä. Oja 8:n läheisyydestä on paikannettavissa ojitusalueiden ja avohakkuiden lisäksi vanhoja peltoalueita, jotka voivat kaikki yhdessä aiheuttaa pitoisuuksien nousua ojassa (Palviainen ym. 2005: 165; Vu ym. 2017: 613; Joensuu ym. 2019: 7; Kareksela ym. 2021). Vaikka ojassa havaittiin hyvin korkeita ja jopa haitallisia pitoisuuksia muun muassa ammoniumtypen osalta, ovat ojan virtaamat hyvin pieniä (kuva 31). Kesäkuussa ojasta ei havaittu virtaamaa ollenkaan. On siis oletettavaa, että heikon virtaama vuoksi ojalla ei ole kovin suurta vaikutusta järven kokonaistilaan. Oja 10 on lähdevaikutteinen ja runsaasti virtaava Kiiskioja, joka saa alkunsa järven itäpuolelta avolähteestä. Kiiskiojan lievä rehevyys on yllättävää, kun huomioidaan ojan lähteinen alkuperä. Oja kuitenkin virtaa pitkällä matkalla ojitetun ja metsäisen alueen läpi, mikä voi aiheuttaa ravinteiden huuhtoutumista virtaamamatkan aikana (Joensuu ym. 2019: 7; Kareksela ym. 2021). Ilmakuvatarkastelu (liite 18) osoittaa, että myös tämän ojan läheisyydessä on tehty lähivuosina avohakkuita, mikä voi muiden ojien tapaan aiheuttaa ravinnepitoisuuksien kasvua. Kiiskiojan alkupään lähteessä havaittiin heinäkuussa lievästi koholla olevia nitraatti-nitriittitypen pitoisuuksia (39 µg/l), mikä selittänee myös ojan koholla olevia pitoisuuksia (52 µg/l).

Horne & Goldman (1994: 137–141) kertovat, kuinka etenkin pohjavedet voivat olla herkkiä muun muassa nitraatista kyllästymiselle. Nitraattipitoisuudet pohjavesissä ovat tyypillisiä metsätalousvaltaisilla alueilla, missä typen huuhtoumat maaperään ovat kasvaneet esimerkiksi avohakkuiden seurauksena (Palviainen ym. 2005: 165). Ojat 7 ja 8 sijaitsevatkin kolmen pohjavesialueen läheisyydessä (kuva 16). Jaros ym. (2019) ovat tutkimuksessaan osoittaneet, että Iso Olvasjärven itäinen ja pohjoinen ranta ovat merkittäviä pohjaveden suotautumisalueita, joissa aineiden liike pinta- ja pohjavesien välillä on runsasta. Todennäköistä on, että hakkuiden aiheuttamat muutokset aineiden liikkeissä ovat lisänneet paikoittain myös pohjavesialueiden ravinnepitoisuuksia. Tätä samaa pohjavettä purkautuu huokosvesinäytteiden ja maastohavaintojen perusteella myös järven pohjasta, mikä voi edelleen nostaa järven pitoisuuksia. Järveen purkautuu mahdollisesti jopa neljän eri pohjavesialueen vesiä (kuva 16), ja näiden kaikkien pohjavesialueiden ympäristössä on havaittavissa merkittävää ihmistoimintaa juuri metsätalouden osalta. Iso Olvasjärvestä etelään sijaitsevasta lähteestä (I-O Lähd 2) mitattiin heinäkuussa huomattavan suuri ja lievään rehevyyteen viittaava kokonaistypen pitoisuus (500 µg/l). Purkautuvan pohjaveden lisäksi myös järven

sedimenttitarkastelut osoittavat, että järven pohjan sedimenteistä vapautuu merkittäviä määriä aineita kuten typpeä järvioltaaseen sisäisenä kuormituksena. Järven korkeat typen pitoisuudet ovat siis todennäköisimmin seurausta monesta yhtäaikaisestä tekijästä.

Kokonaistypen pitoisuudet kasvoivat järvessä merkittävästi kesän aikana, mikä on epätavallinen tilanne, sillä usein kokonaistypen pitoisuudet laskevat kesän aikana kasvaneen levätuotannon seurauksena (Särkkä 1996: 66). Kesän aikana epäorgaanisen typen määrät vähenivät alle laboratorion määritysrajan. Epäorgaanisten typen yhdisteiden väheneminen selittyy niiden vesiliukoisuudella, minkä vuoksi ne ovat helposti levien hyödynnettävissä (Karvonen 2016: 163). Korkeat ammoniumpitoisuudet ovat usein seurausta vesistön vähähappisuudesta (Oravainen 1999: 20–23), mutta tämä ei ole Iso Olvasjärven kohdalla todennäköistä järven pintaveden korkeiden happipitoisuuksien vuoksi. Onkin mahdollista, että järveen purkautuva pohjavesi on vähähappista, mikä voi aiheuttaa alusveden hapettomuutta ja ammoniumtypen kasvua. Koska alusveden pitoisuuksia ei voitu mitata, ovat pohjan tapahtumat epävarmoja.

Järven tulouomista ojat 4 ja 9 ovat luokituksestaan karuja oja (taulukot 2 ja 3), joissa havaittiin hyvin pieniä kokonaisfosforin ja kokonaistypen pitoisuuksia kesän aikana. Näistä oja 4 on lähdevaikutteinen oja, joka saa alkunsa Viinilän avolähteestä järven eteläpuolelta. Karttatulkintojen mukaan myös oja 9 voi mahdollisesti olla lähdevaikutteinen, sillä ojan läheisyydessä sijaitsee lähde, vaikka maastokierroksilla lähdetä ei ojan läheisyydestä paikannettu. On kuitenkin mahdollista, että ojan läheisyydessä on lähdemäisiä tihkupintoja, joista purkautuu ojaan kirkasta ja karua vettä (Horppila 1993: 7). Ojan seutu on myös voimakasta pohjaveden suotautumisvyöhykettä (Jaros 2015; Jaros ym 2019). Järven mittauspisteissä havaittiin korkeita piidioksidipitoisuuksia muihin järviin nähden. Siinä missä muissa tutkimusjärvissä piidioksidipitoisuudet olivat kesän aikana keskimäärin noin 1,1 mg/l, olivat Iso Olvasjärven pitoisuudet noin 2,5 mg/l. Vaikka pitoisuudet eivät ylitä Suomen keskimääräistä järvivesien piidioksidipitoisuutta (5–6 mg/l) (Järnefelt 1958: 128), on kuitenkin huomion arvoista, kuinka juuri Iso Olvasjärvessä on selkeästi korkeampi pitoisuus muihin järviin verrattuna, mikä liittyy myös järven korkeampaan pohjavesivaikutteisuuteen (Wetzel 2001; Isokangas ym. 2019).

Järven uomien virtaamamittaukset osoittivat (kuva 31), että suurin virtaama löytyy järven lähtöumasta (oja 5) sen lounaisrannalta. Lähtöuman läheisyydessä sijaitsee oja 4, joka oli järven tulouomista laadultaan selkeästi yksi kirkkaimmista ja karuimmista. Koska oja 4 sijaitsee lähtöuman välittömässä läheisyydessä, voi olla, että oja 4:n vaikutus järveen puhdistavana tekijänä on loppujen lopuksi varsin vähäinen, sillä lähtöuman voimakas virtaus

todennäköisesti lieventää oja 4:n vaikutusta järven vedenlaatuun (Eloranta 2005: 20–21). Virtaamamittaukset osoittivat, että järven tulouomista suurimmat virtaamat ovat juuri kahdella lähdevaikutteisella ojalla (4 ja 10, Kiiskioja). Suurimmat ravinnekuormitukset järveen tuovat mukanaan ojat 10, 7 ja 8. Ravinnekuormat uomista olivat keskimäärin 1–3 kg päivässä per uoma ja tulouomien merkittävin ravinne oli orgaaninen tyyppi. Jos lähdevaikutteisten ojien vedenlaatu heikkenisi huomattavasti nykyisestä, on oletettava, että vaikutukset näkyisivät pian myös järvessä kohoavissa pitoisuuksissa. Tämä on osittain huomattavissa esimerkiksi Kiiskiojan (oja 10) pitoisuuksissa, joissa oli havaittavissa ihmistoiminnan jälkiä ainepitoisuuksissa, kun esimerkiksi nitraatti-nitriittitypen pitoisuudet olivat lievästi koholla.

Järvi saa pohjavetensä pääasiassa Viinivaaran, Kälvasvaaran, Kokkomaan ja Pitäminmaan pohjavesistä, joiden muodostumisalueella merkittävimpiä maankäyttömuotoja ovat metsätalouden muodot, sekä laajat turve- ja suoalueet (kuva 6). Yhdessä nämä maankäyttömuodot voivat aiheuttaa muutoksia ainepitoisuuksissa järven valumavesissä, ja pohjavesien laadussa. Koska alueella on tehty runsaasti myös ojituksia ja avohakkuita, on syytä olettaa, että aineita pääsee maan pintakerroksista liukenemaan helpommin syvemmälle pohjavesiin, sillä metsäojitusten ja hakkuiden seurauksena ravinteiden liukeminen pohjavesiin on herkempää (Joensuu ym. 2019: 37). Etenkin avohakkuiden määrä korostuu merkittävästi muihin tutkimusjärviin nähden, joiden alueella niitä ei ole viime vuosina yhtä suurissa määrin toteutettu. Iso Olvasjärven hakkuita on toteutettu merkittäväillä pohjaveden suotautumisvyöhykkeillä, mikä vaikuttanee kokonaistilanteeseen oleellisesti.

6.4 Pikku-Timosen vedenlaatu

Pikku-Timosen vedenlaatu osoittautui mittausten perusteella parhaimmaksi tutkimuksen neljästä järvestä. Järven mittauspisteiden vedenlaatu sijoittuu lievästi rehevän ja rehevän väliin (taulukot 2 ja 3). Järven etelärannan mittauspisteessä (Lah 1) oli hieman korkeampia pitoisuuksia kokonaisfosforin ja kokonaistypen osalta, kuin keskeltä järveä otetussa näytteessä. Mittauspiste (Lah 1) sijoittuu järven umpeutuneen lähtöuoman suulle, jonka edustalla oli runsaasti umpeenkasvua aiheuttanutta kasvillisuutta, mikä nostanee ravinnepitoisuuksia ojansuun läheisyydessä. Kokonaisuudessaan järven vesi on laadultaan hyvää. pH on tasaista läpi järven (noin 8,07) ollen hieman emäksisempää kuin tyypilliset suomalaiset järvet (Oravainen 1999). Koska järven ympärillä ei ole havaittu ollenkaan tulouomia, on järveen kohdistuva valumavesien humuskuorma todennäköisesti varsin pieni, minkä vuoksi järven pH pysyy tasaisena ja emäksisen puolella. Myös happipitoisuus on järvessä hyvällä tasolla

pitoisuuksien vaihdellessa mittauspisteiden välillä 8,56–8,76 mg/l välillä, mikä on hyvin tavallinen arvo suomalaiselle järvelle (Oravainen 1999).

Pikku-Timonen on pinta-alaltaan varsin pieni järvi, eikä sen ympäristöstä paikannettu maastokierrosten yhteydessä ainuttakaan virtaavaa uomaa. Järven uomien vähäisyys on todennäköisesti yhteydessä järven keskimäärin parempaan laatuun, sillä selkeää ulkoista kuormitusta järveen ei juurikaan kohdistu toisin kuin muissa tutkimusjärvissä. Rossin ym. (2010: 24) tutkimuksen mukaan Rokuan harjualueen lasku-uomattomat järvet olivat vedenlaadultaan erinomaisessa kunnossa, kun lasku-uomallisissa järvissä vedenlaatu oli heikompaa. Koska Pikku-Timosen alueella ei havaittu ollenkaan tulouomia, voi sillä olla suurta vaikutusta järven tasaisen hyviin ravinnepitoisuuksiin.

6.5 Järvien isotooppikoostumukset

Tutkimusalueen pohjavesinäytteet sijoittuvat meteoristen vesien suorille (GMWL ja LMWL, kuvat 36 ja 37). Vertailusuorilta poikkeavissa arvoissa haihdunnan aiheuttama fraktioituminen on vaikuttanut vesiin, minkä vuoksi ne poikkeavat suoraan sadevesistä määritetyistä suorista. Kesän aikana haihdunta voi vaikuttaa voimakkaasti pintavesien isotooppikoostumukseen, minkä vuoksi järvissä nähdään kohtuullista poikkeamaa suorista. Pohjavesiin haihdunta ei juurikaan vaikuta, ja siksi pohjavesipisteet asettuvat hyvin linjaan vertailusuorien kanssa (Criss 1999: 93; Karhu 2001: 35). Ojien joukosta on havaittavissa täysin GMWL ja LMWL suorille asettuvia pohjavesivaikutteisia ojia, kuten Marttisjärven Leväoja (oja 3) ja Kalaoja (oja 4), Iso-Timosen oja 7 ja Iso Olvasjärven lähdevaikutteiset ojat (4 ja 10). Kaikki järvistä otetut näytteet poikkeavat suorista järville tyypillisesti. Järvien joukosta Iso Olvasjärvi erottuu koostumuksiltaan, sillä sieltä mitatut arvot sijoittuvat kaikista järvistä lähimmin vertailusuorille ja osoittavat siten pohjavesivaikutteisuutta. Tätä tukevat myös järvien kesken negatiivisimmat isotooppikoostumukset. Pikku-Timonen puolestaan poikkeaa suorista selvimmin ja omaa isotooppikoostumuksista suurimmat arvot, mikä viittaa keskimäärin heikompaan pohjavesisignaaliin. Järvien G-indeksit osoittivat kaikki merkittävää riippuvuutta alueen pohjavesistä, sillä indeksi vaihteli järvissä välillä 87–98 %.

Iso-Timosen järvinäytteiden isotooppikoostumukset kuvastavat arvoiltaan tyypillistä järvivettä, sillä ne poikkeavat merkittävästi keskimääräisistä pohjavesien arvoista ollen huomattavasti suurempia (Kortelainen & Karhu 2004). $\delta^2\text{H}$ -arvot vaihtelivat järvinäytteissä välillä -63,42 ‰ ja -63,20 ‰. $\delta^{18}\text{O}$ -arvot vaihtelivat järvinäytteissä välillä -7,24 ‰ ja -7,05 ‰. Järven huokosvesinäytteiden isotooppikoostumuksien arvot olivat huomattavasti negatiivisempia kuin järvinäytteissä, mikä kertoo huokosvesipisteiden

pohjavesivaikutteisuudesta, ja siitä että järven pohjasta purkautuu paikoittain pohjavettä. Pohjaveden purkautumista järven pohjasta tukevat myös havainnot huhtikuun maastokierrokselta, jolloin järveltä paikannettiin viisi sulakohtaa rannan läheisyydestä ja keskeltä järveä.

Iso-Timosen uomien isotooppiarvot vastasivat pitkälti samoja pitoisuuksia kuin järvinäytteiden arvot. Tämä liittyy järven lyhyeen viipymään (88 vuorokautta) (Suomen ympäristökeskus 2021e), minkä vuoksi vesi ei jää järveen pitkäksi aikaa haihtumaan (Leppäranta ym. 2017: 99). Suurinta pohjavesivaikutteisuutta oli havaittavissa lähdevaikutteisessa ojassa 7, jossa isotooppikoostumuksien arvot olivat hyvin lähellä Suomen pohjavesien keskimääräisiä arvoja (Kortelainen & Karhu 2004). Ojan virtaama oli heinäkuussa kuitenkin kohtalaisen pieni verrattuna muihin järven tulouomiin, joten pohjavettä ei mahdollisesti kulkeudu kovin suuria määriä järveen ojan kautta. Muissa uomissa ei tulosten perusteella ole juurikaan havaittavissa pohjaveden vaikutusta, mikä osaltaan tukee myös havaintoja järven ympäristöön liittyen, sillä pohjoispuolen lähteen lisäksi järven uomien ympäristössä ei ole tiedossa muita merkittäviä pohjaveden purkupisteitä, kuten esimerkiksi avolähteitä. On kuitenkin oletettavissa, että järven pohjasta purkautuu huomattavia määriä Viinivaaran pohjavettä, millä voi olla vaikutusta järven aine- ja vesitaseeseen (Seppänen 1984).

Iso-Timosen G-indeksi on tarkastelujen mukaan 95 %. Tämän perusteella järven tulovirtaamasta lähes kaikki vesi on peräisin pohjavesistä. Koska indeksi järvelle on hyvin suuri, ja vastaavasti tulouomien virtaamat ovat pääasiassa pieniä ja uomat vähän pohjavesivaikutteisia, on oletettavissa, että järven vesi vaihtuu suurilta osin pohjasta purkautuvien pohjavesien kautta. Pohjavesiä mahdollisesti kulkeutuu järveen myös hajanaisena pintavalunta järven läheisyydessä sijaitsevilta pohjavesivaikutteisilta suoalueilta (Isokangas ym. 2017).

Marttisjärven pintavesinäytteiden veden stabiilien isotooppien arvot kertovat tyypillisestä järvisedestä, sillä arvot poikkeavat merkittävästi keskimääräisistä suomalaisten pohjavesien arvoista (Kortelainen & Karhu 2004). $\delta^2\text{H}$ -arvot vaihtelivat järvinäytteissä välillä -66,93 ‰ ja -66,82 ‰ ja $\delta^{18}\text{O}$ -arvot välillä -7,94 ‰ ja -7,91 ‰. Järvinäytteiden arvot poikkesivat oleellisesti järven valuma-alueelta mitattujen pohjavesipisteiden isotooppikoostumuksista. Järven pohjasta otetun huokosvesinäytteen isotooppikoostumuksissa arvot olivat huomattavasti negatiivisempia kuin järvinäytteissä, mikä kertoo huokospisteen pohjavesivaikutteisuudesta ja pohjasta purkautuvasta pohjavedestä. Piste oli myös hyvin lähellä voimakkaasti pohjavesivaikutteisista ojaa 12. Molempien pisteiden sijainti viittaakin siihen, että Marttisjärven pohjoisrannalla on merkittävää pohjaveden purkautumista maanpintaa kohti.

Tämän ovat osoittaneet myös Jaros ym. (2019) tutkimuksessaan, jossa ilmeni kuinka Kälväsvaaran pohjavesiä suotautuu paljon Marttisjärven pohjoisrannan läheisyydestä kohti maanpintaa.

Marttisjärven uomien vesinäytteiden isotooppikoostumukset vaihtelivat jonkin verran, ja osassa uomista arvot olivat suurempia kuin järvessä, kun taas osassa ne olivat huomattavasti negatiivisempia kuin järvessä. Etenkin ojissa 3 (Leväoja), 4 (Kalaoja) ja 12 pitoisuudet olivat hyvin negatiivisia. Suurin virtaama on mittausten mukaan myös ojassa 3 (205,8 l/s), josta tulee tulosten perusteella suuria määriä pohjavettä järveen. Ojassa 12 isotooppien arvot olivat uomista negatiivisimpia viitaten hyvin vahvaan pohjavesivaikutteisuuteen, mutta kyseisen uoman virtaus oli varsin heikko, ainoastaan 0,4 l/s. Pohjavettä ei siis todennäköisesti kulkeudu tämän ojan kautta yhtä merkittäviä määriä järveen kuin Leväojan kautta.

Marttisjärven G-indeksi on tarkastelujen mukaan 87 %. Indeksillä on pienempi kuin Iso-Timosella, mutta siitä huolimatta se kuvastaa hyvin merkittävää pohjavesiriippuvuutta, sillä noin 87 % järven tulovirtaamasta on peräisin pohjavesistä (Isokangas 2015: 1257; Isokangas 2018: 37). Pienempää prosenttilukua selittää järven suuret tulouomat Timo-oja (oja 9) ja Leväoja (oja 3), joiden kautta järveen virtaa suuria määriä vettä, jotka nostavat pintavalunnan osuutta järveen tulevasta vedestä. Vastaavan kokoisia uomia ei paikannettu muiden tutkimusjärvien yhteydestä. Suurten virtaamien vuoksi järvi saa siis osan vedestä suoraan uomista ja osan pohjasta purkautuvista pohjavesistä ja hajanaisesta pohjavesien pintavalunnasta Kälväsvaaran lähdevaikutteisilta suo- ja kangasalueilta (Rehell ym. 2002; Jaros ym. 2019; Pääkkilä 2020).

Iso Olvasjärven järvinäytteiden isotooppikoostumukset olivat muihin järviin verrattuna kohtalaisen negatiivisia, mikä voi mahdollisesti viitata korkeampaan pohjavesivaikutteisuuteen. $\delta^2\text{H}$ -arvot vaihtelivat järvinäytteissä välillä -74,58 ‰ ja -74,49 ‰, ja $\delta^{18}\text{O}$ -arvot vaihtelivat välillä -9,26 ‰ ja -9,23 ‰. Hapen isotooppitulosten interpoloinnista (kuva 38) on havaittavissa järven selkeästi poikkeava asema muihin tutkimusjärviin nähden, sillä pitoisuudet ovat tasaisen negatiivisia koko järven alueella. Huhtikuussa järvellä havaittiin kolme pohjaveden purkautumiseen viittaavaa sulakohtaa, jotka tukevat tulkintaa järveen purkautuvan pohjaveden merkittävästä määrästä. Jaroksen ym. (2019) tutkimuksessa havaittiin Iso Olvasjärven rantavyöhykkeillä tapahtuvan voimakasta pohjaveden suotautumista, mikä tukee tulkintoja järven voimakkaasta pohjavesivaikutteisuudesta. Myös huokosvesinäytteiden isotooppikoostumuksien pienet arvot viittaavat pohjavesivaikutteisuuteen ja suoraan pohjasta purkautuvaan pohjaveteen.

Iso Olvasjärven uomien vesinäytteiden isotooppikoostumukset olivat keskimäärin järvinäytteitä negatiivisempia, mikä kertoo ojien voimakkaasta yhteydestä alueen pohjavesiin. Etenkin ojissa 4, 7, 8 ja 10 (Kiiskioja) pitoisuudet olivat pieniä, mikä kertoo ojien kuljettavan mukanaan pohjavesiä. Tulosten perusteella kaikissa järven uomissa on havaittavissa vähintään lievää pohjavesisignaalia, mutta ojat 8 ja 10 tuovat kuitenkin virtaamamäärien perusteella eniten pohjavettä järveen. Järvi on kaikkiin muihin järviin verrattuna selkeästi pohjavesivaikutteisempi, sillä isotooppien arvot ovat kaikissa mittauspisteissä hyvin negatiivisia. Järven pitkistä viipymästä (451 vuorokautta) (Suomen ympäristökeskus 2021c) huolimatta järviveden koostumukset olivat hyvin negatiivisia. Haihdunta ei siis kerkeä juurikaan vaikuttaa koostumukseen, sillä todennäköisesti pohjasta purkautuu jatkuvasti huomattavia määriä pohjavesiä. Iso Olvasjärven G-indeksi on tarkastelujen mukaan 98 %. Järven tulovirtaama on siis voimakkaasti alueen pohjavesistä riippuvainen, sillä lähes kaikki tulovirtaaman vesi on peräisin pohjavesistä. Järveen laskee useampi lähdevaikutteinen oja, jotka osaltaan tuovat joitakin määriä pohjavesiä järveen. Virtaamat uomissa ovat kuitenkin pieniä, joten todennäköisesti suuri osa pohjaveden tulovirtaamasta on peräisin pohjasta purkautuvista pohjavesistä.

Tulosten perusteella myös Pikku-Timonen on selkeästi pohjavesivaikutteinen järvi. Pikku-Timosen vesinäytteiden veden stabiilien isotooppien arvot olivat muihin järviin verrattuna kohtalaisen suuria (taulukot 8–11), mikä lähtökohtaisesti voisi viitata mahdollisesti alhaisempaan pohjavesivaikutteisuuteen. Järven vesi ei kuitenkaan juurikaan vaihdu esimerkiksi uomien kautta, joten on mahdollista, että järveen purkautuu pohjavettä, mutta se kerkeää vesialtaassa haihdunnan seurauksena fraktioitua, eikä vesinäytteissä tällöin ole havaittavissa voimakasta pohjavesisignaalia. Huhtikuun maastokierroksella järvellä ei havaittu pohjaveden purkupisteistä kertovia sulakohtia, minkä vuoksi on oletettavissa, että mahdollinen purkautuminen järven pohjassa on heikkoa ja vähäistä. Vastaavasti pitkän viipymän omaavassa Iso Olvasjärvessä purkautuminen on oletettavasti voimakkaampaa, mikä myös näkyy järven negatiivisemmissä koostumuksissa. $\delta^2\text{H}$ -arvot vaihtelivat järvinäytteissä välillä -60,95 ‰ ja -60,81 ‰. $\delta^{18}\text{O}$ -arvot vaihtelivat järvinäytteissä välillä -6,46 ‰ ja -6,40 ‰.

On syytä huomioda Pikku-Timosen ero muihin tutkimusjärviin ja sen keskimäärin parempaan ekologiseen tilaan nähden. Pikku-Timonen saa pohjavesiä ainoastaan Juurimaan pohjavesialueelta, eikä ole siis yhteydessä muihin tutkimusalueen pohjavesiin. Tutkimusalueen pohjavesiin etenkin Iso Olvasjärven seudulla voi olla luennut ravinteita, kuten typen eri muotoja ihmistoiminnan seurauksena. Juurimaan pohjavesialue voikin mahdollisesti olla vähemmän ravinteikas muihin alueen pohjavesiin verrattuna. Karttatarkastelujen perusteella

Pikku-Timosen valuma-alueen kanssa risteävällä osalla Juurimaan pohjavesialueesta ei ole tehty yhtä paljon esimerkiksi ojituksia tai avohakkuita kuin muilla tutkimusalueen pohjavesialueilla. Vähäiset metsätalouden toimet eivät siis ole todennäköisesti aiheuttaneet esimerkiksi yhtä runsasta typen huuhtoumaa verrattuna muihin pohjavesialueisiin (Joensuu ym. 2019). Koska suuri osa järven valuma-alueen suo-ojituksista on ohjattu järven lasku-uomaan, ei järveen ole vuosikymmenien mittaan kohdistunut juurikaan metsätalouden aiheuttamaa ulkoista kuormitusta. Tämä on myös ehkäissyt järven sisäisen kuormituksen kasvua.

Pikku-Timosen G-indeksi on tarkastelujen mukaan 97 %. Koska järveen ei havaintojen perusteella laskenut ollenkaan tulouomia, lähes kaikki järven vesi on siis peräisin pohjasta purkautuvista pohjavesistä. Koska lasku-uomattoman Pikku-Timosen vesi vaihtuu keskimäärin 128 päivässä (Suomen ympäristökeskus 2021c), pohjasta purkautuva pohjavesi jää seisomaan vesialtaaseen pitkäksi aikaa, minkä vuoksi pintavedet fraktioitumisen seurauksena eivät osoita suoraan merkittävää pohjavesivaikutteisuutta hapen ja vedyn osalta. G-indeksitarkastelu huomioi kuitenkin järven kokonaistilanteen tarkemmin kuin yksittäiset koostumusarvot, sillä indeksin laskutoimitukset ottavat huomioon muun muassa alueellisen haihdunnan ja sadannan, pintavalunnan ja isotooppien rikastumisen. Koska kyseessä on vieläpä lasku-uomaton järvi, on selvää, että suuri osa järven vedestä tulee pohjasta purkautuvista pohjavesistä. Huhtikuun maastohavaintojen perusteella purkautuminen ei ole kuitenkaan riittävän voimakasta, että esimerkiksi selkeitä sulakohtia olisi ollut paikannettavissa.

6.6 Järvien sedimenttien pitoisuudet

Järvien sedimenttipitoisuuksien tulkinta on oleellista etenkin järven sisäisen kuormituksen laatua arvioitaessa (Seppänen 1984). Tyypillisesti juuri pintasedimenteissä on moninkertaisesti fosforia järven veteen verrattuna (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005: 67). Suuret rautamäärät sedimenteissä puolestaan edesauttavat fosforin sitoutumista sedimentteihin ja estävät sitä liukenemasta järviveteen, jolloin järven sisäinen kuormitus on pienempää (Väisänen 2009: 195). Verrattuna sedimenttien ruoppausmassojen läjityskelpoisuuksissa hyödynnettäviin raskasmetallien pitoisuustasoihin (liite 12) haitalliset pitoisuusrajat eivät ylity yhdessäkään näytteessä (Ympäristöministeriö 2015). Heinäkuussa lähes kaikissa järvimittauspisteissä pintavesien redoxpotentiaali oli alle 200 mV, mikä voi viitata sisäiselle kuormitukselle sopiviin olosuhteisiin (Håkanson & Jansson 1983; Särkkä 1996: 60–64).

Iso-Timosen sedimenttinäytteissä fosforia oli välillä 540 mg/kg–650 mg/kg ka. Metalleista rautaa oli välillä 8100 mg/kg–14 000 mg/kg ka ja alumiinia oli molemmissa mittauspisteissä 2500 mg/kg ka. Iso-Timosen sedimenttinäytteissä on korkeampia raudan ja

fosforin pitoisuuksia lännenpuoleisella järvenselällä (I-T Sed 2), joka oli vedenlaadun tulkintojen mukaan järven karumpi puoli. Korkeammat pitoisuudet sedimentissä voivatkin viitata pienempään sisäiseen kuormitukseen, sillä rautaa on sedimentissä riittävästi sitomaan fosforia (Väisänen 2009). Erot eivät kuitenkaan kokonaisuudessaan ole kovin suuria järven pisteiden välillä. Iso-Timosen sedimenttien C:N suhdeluvut ovat 11:1 (I-T Sed 2) ja 8:1 (I-T Sed 1). Suhdeluvun ylittäessä 10:1 on kuormitus pääasiassa ulkoista (Redfield ym. 1963; Itkonen ym. 1999: 275; Hovi 2001). Suhdelukujen perusteella itäisellä puolella järveä (Sed 1) kuormituksen laatu on pääasiassa sisäistä, kun taas läntisellä puolella järveä korostuvat ulkoisen kuormituksen vaikutukset (Sed 2). Suhdeluvut ovat kuitenkin hyvin lähellä määritettyä raja-arvoa, minkä vuoksi on todennäköistä, että järveä kuormittavat tasaisesti sekä ulkoiset että sisäiset tekijät.

Marttisjärven sedimenttinäytteiden välillä ei ole keskenään merkittävää eroa. Fosforia oli näytteissä 620–700 mg/kg ka, rautaa 13000–16000 mg/kg ka ja alumiinia 5100–6200 mg/kg ka. Marttisjärven sedimenttinäytteiden C:N suhdeluvut ovat 8:1 (MJ Sed 1) ja 9:1 (MJ Sed 2), minkä perusteella järven kuormitus on pääasiassa sisäistä (Redfield ym. 1963; Itkonen ym. 1999: 275; Hovi 2001). Myös järven mataluus ja rehevyys voivat kiihdyttää fosforin vapautumista sedimenteistä (Jacobsen 1978 Väisänen 2009: 33 mukaan).

Iso Olvasjärven sedimenteissä oli kaikista tutkimusjärvien näytteistä vähiten fosforia. Fosforipitoisuudet vaihtelivat näytteissä välillä 34–230 mg/kg ka. Myös raudan ja alumiinin pitoisuudet olivat kohtalaisen pieniä kaikissa järven näytteissä. Raudan pitoisuudet vaihtelivat välillä 1500–12 000 mg/kg ka, ja alumiinin pitoisuudet vaihtelivat välillä 990–3200 mg/kg ka. Iso Olvasjärven sedimenttinäytteiden pitoisuudet ovat alhaisimpia laavun edustaisella pohjoisrannalla (I-O Sed 2), josta löytyi selkeästi vähiten rautaa, alumiinia, fosforia ja typpeä. Näytteen pitoisuudet ovat alhaisimpia kaikista tutkimusjärvien näytteistä, ja on mahdollista, että etenkin järven pohjoisrannalla sedimentin rautapitoisuudet eivät riitä pitämään fosforia sedimentissä, vaan sitä vapautuu runsaammin järviveteen.

Näytetulokset kertovat, kuinka koko Iso Olvasjärven alalla sisäinen kuormitus voi olla kohtalaisen voimakasta. Järven sedimenttien C:N suhdeluvut ovat 8:1 (I-O Sed 1), 4:1 (I-O Sed 2) ja 6:1 (I-O Sed 3). Suhdelukujen perusteella järven pääasiallinen kuormitus on koko järven alalla sisäistä (Redfield ym. 1963; Itkonen ym. 1999: 275; Hovi 2001). Suhdeluvut ovat kaikista tutkimusjärvistä selkeästi alhaisimpia, mikä viittäisi myös keskimäärin voimakkaampaan sisäiseen kuormitukseen muihin järviin nähden. Iso Olvasjärvessä on tehty sinilevähavaintoja, joista viimeisin on tältä kesältä (liitteet 10A ja 10B). Sinilevähavainnot voivat olla yhteydessä järven sisäiseen kuormitukseen (Väisänen 2005: 70). Koska Iso

Olvasjärvi on matalahko ja rehevä, myös pH:n merkitys sisäistä kuormitusta arvioitaessa korostuu, sillä pH:n ylittäessä 8 sedimentin ja veden rajapinnassa, alkaa sedimenteistä vapautua fosforia (Jacobsen 1978 Väisänen 2009: 33 mukaan). Havaintojen aikaan pH-arvot olivat järvessä korkeita koko kesän ajan (8,3–10) (liite 15). Koska Iso Olvasjärvi on myös kauttaaltaan rehevä, sen sisäisen kuormituksen prosessit todennäköisesti kiihtyvät alati, kun tuotannon määrä ja hajotustoiminnan voimakkuus sedimenteissä kasvavat (Väisänen 2005: 12).

Pikku-Timosen sedimenttinäytteessä oli selvästi eniten alumiinia, rautaa ja fosforia verrattuna kaikkien tutkimusjärvien sedimenttinäytteisiin. Järven sedimenttinäytteessä mitattiin alumiinia 10 000 mg/kg ka, rautaa 37 000 mg/kg ka ja fosforia 960 mg/kg ka. Raudan ja alumiinin runsas määrä järven pohjassa rajoittaa fosforin liukenemista järviveteen, jolloin paine sisäiseen kuormitukseen pienenee (Väisänen 2009: 195). Järven korkea rautapitoisuus voi mahdollisesti olla yhteydessä muita järviä pienempään sisäiseen kuormitukseen, mikä voi osittain selittää järven kohtuullisen hyvää vedenlaatua muihin järviin nähden. Etenkin alumiinin runsaalla määrällä voi olla suurta vaikutusta vähäisempään fosforin vapautumiseen, sillä parhaimmillaan juuri alumiinin runsaat määrät voivat toimia järveä suojaavana tekijänä myös hapettomissakin oloissa (Cooke ym. 1993; Kopáček ym. 2000; Kopáček ym. 2005). Alumiinia mitattiin suhteessa fosforiin eniten Pikku-Timosella. Pikku-Timosen sedimenttinäytteen C:N suhdeluku on 11:1, minkä perusteella järveä eniten kuormittavat tekijät ovat ulkoisia (Redfield ym. 1963; Ikonen ym. 1999: 275; Hovi 2001). Selkeitä pistekuormittajia järven ympäristöstä ei paikannettu, joten mahdollinen ulkoinen kuormitus tutkimusalueella laajalla alalla tapahtuvaa hajakuormitusta.

Koska tutkimusjärvet ovat tulosten perusteella kaikki selkeästi pohjavesivaikutteisia, voi niihin purkautuvat mahdollisesti hapettomat pohjavedet osaltaan kiihdyttää fosforin vapautumista pohjasedimenteistä, kun pohjan happipitoisuus purkautumisen myötä vähenee (Seppänen 1984: 93–94). Kaikkien järvien happitilanne on kuitenkin pintavesissä kohtalaisen hyvä, minkä vuoksi alusvesien happipitoisuudet ja redoxpotentiaalit mittaamalla olisi pohjasedimenttien tilanne selkiytynyt kattavammin. Sedimenttinäytteiden perusteella järvien pohjiin on runsaan ulkoisen kuormituksen seurauksena kertynyt järvien sietokyvyt ylittäviä määriä ravinteikasta sedimenttiä. Tätä ravinteiden kertymistä sedimentteihin ovat todennäköisesti kiihdyttäneet 1970-luvulla aloitetut ojitukset, joiden seurauksena järviin kohdistui pitkällä aikavälillä voimakasta ulkoista kuormitusta. Pitkään jatkunut ja voimakas ulkoinen kuormitus on vähitellen johtanut siihen, että myös järvien sisäisen kuormituksen prosessit ovat käynnistyneet (Søndergaard ym. 1999; Søndergaard ym. 2003).

6.7 Virhelähteet

Tässä tutkimuksessa käytetyt mittausmenetelmät ja aineiston keruu ovat olleet pääasiassa monipuolisia ja onnistuneita. Kuitenkin virhelähteitä on syytä arvioida, jotta tulosten todellinen laatu on kokonaisvaltaisemmin ymmärretty. Tähän tutkimukseen liittyvät virhelähteet liittyvät maastossa suoritettuihin mittauksiin, laitteisto-ongelmiin, ja mittaajista johtuviin inhimillisiin virheisiin.

Tutkimuksen aikana maastossa kohdattiin useita laitehaasteita, esimerkiksi kenttämittarin toimivuuteen liittyen, minkä vuoksi havainnot ovat osin puutteellisia. Tiedot järvien tarkemmasta syvyysprofiilien vaihtelusta olisivat parantaneet tarkkuutta. Tilavuussuhteiden määrittäminen on oleellinen osa järven kuormituksen ja rehevyyden tarkastelua. Huokosvesinäytteiden keruussa alusveden laatumittaukset esimerkiksi happipitoisuuden ja redoxpotentiaalin osalta olisivat tuoneet lisää arvokasta tietoa järvien pohjassa tapahtuvista prosesseista. Laitteen toimimattomuus maastossa kuitenkin esti näytteiden kattavan keruun. Pohjavesinäytteisiin liittyen tutkimuksessa kerättiin tietoa enimmäkseen Viinivaaran ja Kälvasvaaran pohjavesistä. Näytteitä ei saatu kerättyä muilta tutkimusalueen pohjavesialueilta, sillä sopivia näytenpisteitä ei ollut käytettävissä. Pohjavesinäytteenotto olisi ollut vielä edustavampi, mikäli kaikilta tutkimusalueen pohjavesialueilta olisi saatu näytteitä.

On myös syytä huomioda, että työn teoriaosuudessa on esiteltynä useita suomalaisen luontoon liittyviä tekstejä ja tarkasti määritettyjä viitearvoja, joiden lähteenä toimii viranomaisraportteja ja -selvityksiä, eikä vertaisarvioituja artikkeleita, jotka useimmiten ovat parhaimpia lähdeaineistoja. Suomalaisia keskiarvoja esimerkiksi vesistöjen ravinnepitoisuuksien suhteen on kuitenkin niukasti saatavilla kansainvälisistä artikkeleista, minkä vuoksi työssä on päädytty huomioimaan myös näitä raportteja ja selvityksiä, lähdekritiikki huomioon ottaen.

Tässä työssä esitetyt tulokset myös heijastelevat tietyn ajanjakson olosuhteita, ja on mahdollista, että kesän 2021 aikaiset myrskyt ovat vaikuttaneet loppukesän näytteenotoissa ilmenneisiin pitoisuuksiin orgaanisen aineksen osalta. Myös työssä eritelty tulokset järvien pohjavesivaikutteisuudesta ja sen suuruudesta ovat suuntaa antavia. Tuloksiin liittyy epävarmuustekijöitä, joka liittyvät vesien vuorovaikutusten ajalliseen vaihtuvuuteen sekä käytettyyn aineistoon. Isotooppien massatasapainolaskuja varten hyödynnetyissä aineistoissa ei ollut kaikkien järvien osalta saatavissa selkeitä syvyystietoja tai esimerkiksi suhteellisia kosteusindeksejä, joita hyödynnetään G-indeksin laskennassa. Koska tutkimusalueen lähellä ei ole lähellä Ilmatieteen laitoksen säähavaintoasemaa, täytyi säätiloihin liittyvät arvot hankkia

tutkimusaluetta lähimpänä sijaitsevalta asemalta Pudasjärveltä. Ilmastotietojen edustavuus etäisyyden ja ajankohtien suhteen tutkimusalueelta on siis keskeinen epävarmuustekijä. Tulokset kuitenkin antavat kokonaisvaltaisen kuvan tilanteesta alueella, ja isotooppimenetelmät osoittautuivat toimivaksi menetelmäksi pinta- ja pohjavesien välisen vuorovaikutuksen määrittämiseen, koska eri tavoin määritetyt pohjavesivaikutteisuudet tukivat toisiaan. Runsaampi näytteenotto esimerkiksi useamman vuoden ajalta antaisi entistä selvemmän kuvan tämän vuorovaikutuksen ajallisista vaihteluista.

7 Yhteenveto ja johtopäätökset

Tässä työssä tavoitteena oli selvittää tutkimuksen kohteena olevan neljän järven ravinnepitoisuutta ja siihen vaikuttavia tekijöitä. Lisäksi tavoitteena oli hahmottaa järvien pohjavesivaikutteisuutta, ja saada tietoa pohjavesien osuudesta järvien rehevöitymisessä. Tuloksia kerättiin monipuolisin näytteenottomenetelmin tutkimusjärvien valuma-alueilta, ja tulokset kertovat kokonaisuudessaan järvien voimakkaasta rehevyydestä. Ulkoisia kuormituslähteitä eriteltäessä korostuvat tutkimusalueen maankäyttöä hallitsevat metsätalouden toimintamuodot sekä laajasti ojitetut suo- ja turvealueet. Kun järviin kohdistuvan sisäisen kuormituksen laatua arvioidaan, ovat myös sedimenttinäytteisiin liittyvät havainnot huomionarvoisia, sillä tulosten perusteella sisäinen kuormitus on oleellinen syy kaikkien järvien rehevyydelle. Tulkintaa sisäisestä kuormituksesta tukevat muun muassa loppukesää kohti nousseet kokonaisfosforin pitoisuudet järvissä, pintavesien alhaiset redoxpotentiaalit sekä kesän aikaiset sinilevähavainnot. Alueen pohjavedet eivät sen sijaan osoittaneet tulosten perusteella merkittävää rehevyyttä. Ainoastaan Iso Olvasjärven läheisyydestä oli paikannettavissa lievästi kohonneita ainepitoisuuksia pohjavesipisteissä. Pohjavesitarkastelut osoittivat kaikkien järvien olevan voimakkaasti alueen pohjavesistä riippuvaisia, ja onkin mahdollista, että mikäli alueen pohjavesiin kohdistuisi määrällisiä tai laadullisia haittoja muun muassa ihmistoiminnan seurauksena, olisivat tutkimusjärvet merkittävästi uhattuna.

Tutkimusalueella 1970-luvulla alkaneet ojitukset ovat todennäköisesti olleet ensimmäisiä järvien kuormituksia merkittävästi nostavia tekijöitä. Ojitusten aiheuttama kuorma ei lopu vuosien saatossa, sillä toimien aiheuttama pysyvä ojituslisä aiheuttaa ravinnekuormaa vesistöihin vielä vuosikymmeniä aktiivisten ojitustoimien päättymisen jälkeen. Ojitusten myötä järviin kohdistuva ulkoinen kuormitus on ollut varsin suurta, ja todennäköisesti pitkään jatkuneen voimakkaan ulkoisen kuormituksen seurauksena tutkimusjärvien kehitys kohti sisäisesti kuormittuneita järviä on käynnistynyt. Tulosten perusteella, ja etenkin sedimenttien

C:N suhdelukuja ja pitoisuustasoja tarkastelemalla, on syytä olettaa, että järvien kuormitus on tänä päivänä suurilta osin sisäistä, vaikka ulkoisiakin kuormituslähteitä on paikannettavissa.

Vaikka pohjavesille haitalliset tai rehevät pitoisuudet eivät yhdessäkään pohjavesien mittauspisteissä esimerkiksi nitraatti- ja nitriittitypen osalta ylittyneet, olivat esimerkiksi lähteiden pitoisuudet näiden aineiden osalta korkeampia kuin suuressa osassa järvien mittauspisteistä. Koska alueen pohjavesimuodostumat sijoittuvat hiekaisten ja soraisten harjualueiden yhteyteen, on mahdollista, että suuren hydraulisen johtavuuden vuoksi metsätalouden toimenpiteet ovat vaikuttaneet paikoittain myös pohjavesien ravinteikkuteen. Tätä tukee havainto siitä, että järvistä voimakkaimman pohjavesisignaalin omaavan Iso Olvasjärven kesän ravinnepitoisuuksissa korostuivat typen yhdisteet. Sen lisäksi, että typpeä vapautuu järveen pohjan sedimenteistä, on mahdollista, että myös purkautuvan pohjaveden mukana kulkeutuu ihmistoimintaa indikoivia aineita, kuten nitraatti- ja nitriittityppeä. Iso Olvasjärven tilanne on todennäköisesti muita järviä herkempi, sillä järveen suotautuu jopa neljän eri pohjavesialueen vesiä, ja järven rannat ovat osoittautuneet voimakkaiksi suotautumisvyöhykkeiksi. Pohjavesien on todettu olevan herkkiä kyllästymään typen eri muodoista ihmistoiminnan seurauksena, ja alueen maankäyttömuotoja tarkasteltaessa on syytä olettaa, että lievästi koholla olevat pitoisuudet ovat yhteydessä metsätalouden toimiin. Järvistä kaikki ovat merkittävässä määrin pohjavedestä ja sen tulovirtaamasta riippuvaisia, mistä kertoo järvien korkeat G-indeksit. Järvien vesitase muuttuisi kriittisesti, mikäli pohjavesien tulo järviin vähenisi. Koska pohjavesialueilta otetut näytteet kertoivat pääasiassa kohtalaisen puhtaasta pohjavedestä, on oletettavissa, että järviin päätyvillä pohjavesillä on kokonaisuudessaan positiivinen vaikutus järvien vedenlaatuun.

Kaikkienensa on todennäköistä, että järvien rehevöityminen on vuosikymmeniä kestänyt prosessi, joka tänä päivänä jatkuu pääasiassa sisäisenä kuormituksena. Järvien kuormituksen sietokyky on jo lähtökohtaisesti ollut heikko järvien pienestä pinta-alasta ja vesitilavuudesta johtuen. Tänä päivänä järvien pääasiallisia kuormittajia ovat paikoittaiset metsätalouden aiheuttamat ravinnerikkaat uomat sekä ravinteista kyllästyneet sedimentit, joista rehevyyden aiheuttamissa olosuhteissa purkautuu entistä enemmän ravinteita takaisin järvioltaaseen. Laaja-alaista hajakuormitusta aiheuttavat järvien valuma-alueilla tehdyt metsätalouden toimenpiteet. Pitkällä aikavälillä on kuitenkin odotettavissa, että esimerkiksi Marttisjärven valuma-alueen ennallistamistoimet alkavat vaikuttamaan järven vedenlaatuun positiivisesti, kun kuormitusmäärät alkavat pienentyä takaisin luonnolliselle tasolle ja kunnostusten myötä vesien virtaus palautuu takaisin luonnonmukaiseen tilaan.

Ennallistamistoimien vaikutusta onkin tärkeää seurata esimerkiksi jatkotutkimusten ja aktiivisen seurannan avulla.

Järvien tilanteesta haastavan tekee se, että niihin kohdistuva kuormitus on sisäistä kuormitusta sekä ulkoista hajakuormitusta. Varsinaisia pistekuormituslähteitä ei havaittu lukuun ottamatta muutamaa avohakkuiden ja ennallistamistoimien kuormittamaa ojaa, minkä vuoksi kuormituksen rajoittaminen järvillä on lähtökohtaisesti haastavaa. Sisäinen kuormitus aiheuttaa järviin runsaampaa kasvustoa, perustuotantoa ja hajotustoimintaa. Hajotustoiminnan kasvaessa myös hapen määrä alusvedessä vähenee, sisäinen kuormitus voimistuu entisestään, ja järvien rehevyys lisääntyy.

Tässä työssä keskeisenä tavoitteena oli selvittää erityisesti alueen pohjavesien yhteyttä järvien rehevyyteen ja pohjavesien osuutta järvien vesitaseesta. Tästä näkökulmasta tuloksia tarkasteltaessa ei ole selkeää osoitusta siitä, että juuri pohjavedet kuormittaisivat järviä merkittävästi. On kuitenkin mahdollista, että mikäli ihmistoiminta alueella lisääntyy merkittävästi, ovat myös pohjavedet suuresti uhattuna. Ihmistoimia muun muassa metsätalouden osalta on syytä suunnitella alueella tarkkaan, sekä noudattaa pohjavesialueiden suojeluun osoitettuja rajoja, jotta liukenevien aineiden määrä pohjavesissä ei pääse kasvamaan, ja järvien tila entisestään huononemaan.

Tulosten perusteella on syytä olettaa, että juuri sisäinen kuormitus on tänä päivänä yksi merkittävimmistä kuormittajista tutkimusjärvissä. Sisäisen kuormituksen laatua olisikin hyvä selvittää jatkossa vielä tarkemmin, esimerkiksi alusveden näytteiden tai sedimenttien piileväanalyysien avulla, jotta sisäisen kuormituksen merkitystä voidaan arvioida tarkemmin. Koska tutkimusalueella järvien ja pohjavesien välisen vuorovaikutuksen on todettu olevan erityisen voimakasta, on mahdollista, että maankäyttömuotojen lisäksi myös rehevistä tutkimusjärvistä pääsee kulkeutumaan aineita alueen pohjavesiin järiveden suotautuessa pohjavesiin. Järvivesien liikettä kohti pohjavesiä olisikin hyvä tutkia alueella tarkemmin esimerkiksi suotautumismittauksin, jotta myös järvien vaikutusta pohjavesiin voidaan tarkemmin eritellä. Jatkotutkimuksia voisi suorittaa myös alueen maaperästä esimerkiksi maaperäkairausten avulla, jotta järvien valuma-alueiden maaperästä muodostuisi tarkempi kuva, ja jonka avulla voitaisiin selvittää aiheuttaako järvien valuma-alueiden turvekerrosten alainen maaperä eroja alueen pohjavesiin.

Kiitokset

Haluan kiittää Oulun yliopiston Vesi-, energia- ja ympäristötekniikan tutkimusyksikköä sekä Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskusta mielenkiintoisesta graduaiheesta. ELY-keskuksen lisäksi

kiitän myös Maa- ja vesitekniikan tuki ry:tä työni rahoittamisesta. Kiitokset kuuluvat myös Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen osaavalle työryhmälle, ja etenkin Riku Sanaksenaholle ja Jerni Tertsuselle avusta työn maastokierrosten suorittamisessa. Haluan kiittää myös Kiihkijoki ja suisto kuntoon ry:n puheenjohtajaa Pentti Marttila-Torniota avusta näytteenotoissa sekä ainutlaatuisesta paikallistuntemuksesta. Kiitän myös Marttisjärvi kuntoon ry:n Matti Pulkkaa neuvoista alueen paikallistuntemuksen suhteen, sekä Jussi Pulkkaa drone-kuvista tutkimusalueelta.

Erityisen paljon haluan kiittää ohjaajiani projektitutkija Lassi Pääkkilää sekä tohtorikoulutettava Lauri Ikkalaa Vesi-, energia- ja ympäristötekniikan tutkimusyksiköstä työn rakenteen ja sisällön perusteellisesta ohjauksesta. Haluan kiittää myös tutkijatohtori Heini Postilaa, dosentti Anna-Kaisa Ronkasta ja apulaisprofessori Pekka Rossia asiantuntevasta avusta työn aihepiirien kanssa. Suuret kiitokset kuuluvat myös Asfand Tehseenille ja Petra Korhoselle, joiden avulla näytteenottojen suorittaminen maastossa oli tehokasta ja onnistunutta, ja jotka toivat paljon iloa mukaan yhteiseen kenttätöskentelyyn. Erityiskiitokset osoitan Asfand Tehseenille osaamisesta tekniikan laskennassa isotooppien G-indeksien kanssa. Kiitokset myös Axumawit Tesfamariamille suuresta avusta Picarro-analysaattorin käytössä, sekä yleisesti kiitokset koko Vesi-, energia- ja ympäristötekniikan tutkimusyksikölle laitteiston ja tilojen tarjoamisesta tutkimuksen suorittamiseen. Kiitän suuresti myös ohjaajaani Maantieteen tutkimusyksiköstä professori Jan Hjortia, jonka apu ja neuvot auttoivat paljon työn suurien linjojen ylläpitämisessä. Haluan kiittää myös perhettäni ja avopuolisoani jatkuvasta kannustuksesta ja lämpimästä tuesta sekä työn aikana että sen loppuun saattamisessa.

Kirjallisuus

- Ala-Aho, P. (2013). Interaction of esker groundwater with headwater lakes and streams. *Journal of Hydrology* 500 144–156. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.014>
- Aroviita, J. & Mitikka, S. (2019). Johdatus vesien tilan luokitteluun. Teoksessa: Aroviita, J., Mitikka, S. & Vienonen, S., (toim.) *Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019, Helsinki.
- Aroviita, J. Vuori, K-M., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Korpinen, S., Kuoppala, M., Mitikka, S., Mykrä, H., Olin, M., Rask, M., Riihimäki, J., Räike, A., Rääpysjärvi, J., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuorio, K. (2014). *Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2014. Helsinki.
- Baldwin, M., Kellogg, C. F. & Thorp, J. (1938). *Soil Classification*. USDA publications. <https://handle.nal.usda.gov/10113/IND43893640>
- Britschgi, R., Antikainen, M., Ekholm-Peltonen, M., Hyvärinen, V., Nylander, E., Siirto, P. & Suomela, T. (2009). *Pohjavesialueiden kartoitus ja luokitus*. Ympäristöopas, Suomen ympäristökeskus. Vammalan Kirjapaino Oy, Sastamala.
- Britschgi, R., Rintala, J. & Puharinen, S-T. (2018). *Pohjavesialueet – opas määrittämiseen, luokitukseen ja suojelusuunnitelmien laadintaan*. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2018. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Burkhard, B. & Maes, J. (2017; toim.). *Mapping ecosystem services*. Pensoft Publishing, Sofia.
- Burow, K. R., Nolan, B. T., Rupert, M. G. & Dubrovsky, N. M. (2010). Nitrate in Groundwater of the United States, 1991–2003. *Environmental Science & Technology* 44 4988–4997. <https://doi.org/10.1021/es100546y>
- Caraco, N. F. (1993). Disturbance of the phosphorus cycle: A case of indirect effects of human activity. *Trends in Ecology & Evolution* 8(2) 51–54. doi:10.1016/0169-5347(93)90158-1
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. & Smith, V. H. (1998). NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. *Ecological Applications* 8(3) 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Clark, I. & Fritz, P. (1997). *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. 328 s. CRC Press LLC, USA.

- Cooke, G. D., Welch, E. B., Martin, A. B., Fulmer, D. G., Hyde, J. B. & Schriever, G. D. (1993). Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes. *Hydrobiologia* 253(1–3) 323–335. doi:10.1007/bf00050758
- Criss, R. E. (1999). *Principles of stable isotope distribution*. Oxford University Press, New York.
- Dansgaard, W. (1964). Stable isotopes in precipitation. *Tellus* 16(4) 436–468. <https://doi.org/10.1111/j.2153-3490.1964.tb00181.x>
- Dingman, S.L. (2008). *Physical Hydrology*. 2. p. Waveland Press Inc, Illinois.
- Dodds, W. K. (2002). *Freshwater Ecology – Concepts and Environmental Applications*. Academic Press, San Diego USA.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W. (1998). *Physical and Chemical Hydrogeology*. 2. p. John Wiley & Sons Inc, New York.
- Eloranta, P. (2005). Järvien kunnostuksen limnologiset perusteet. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- ESRI. (2021). How Natural Neighbor Works, ArcGIS Resources. 19.11.2021. http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.2/index.html#/How_Natural_Neighbor_works/00q900000003r000000/.)
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 23.10.2000 (2000/60/EY). 20.9.2021. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:FI:HTML>.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, Pöyry Finland Oy & Ramboll Finland Oy. (2017). Viinivaaran pohjavesihanke: Lähdeselvitykset ja vaikutusarviointi. Selvitysraportti 2017. <https://www.ouka.fi/documents/399509/16879845/Lahderaportti132017.pdf/ff317b39-2af9-432a-80c6-e879c3463fb6>
- Filippelli, G. M. (2002). The Global Phosphorus Cycle. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* 48(1) 391–425. doi:10.2138/rmg.2002.48.10
- Fitts, C. (2002). *Groundwater Science*. Academic Press, Amsterdam.
- Forsberg, C. & Ryding, S. O. (1980). Eutrophication Parameters and Trophic State Indices in 30 Swedish Waste-Receiving Lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 98: 189–207.
- Freeze, R. A. & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
- Ge, S. & Gorelick, S.M. (2015). Hydrology, Floods and Droughts – Groundwater and Surface Water. Teoksessa North, G.R., Pyle, J. & Zhang, F. *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. 2. p., 209–216. Academic Press.

- Geologian tutkimuskeskus. (2017). Kallioperä 1:200 000. [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <https://hakku.gtk.fi/fi/locations/search>.
- Geologian tutkimuskeskus. (2018). Maaperä 1:100 000. [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <https://hakku.gtk.fi/fi/locations/search>.
- Hartikainen, H. (2016). 4. Aineiden käyttäytyminen maaperässä 4.1. Johdanto. Teoksessa Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Vakkilainen, P. & Äijö, H. (toim.) *Maan vesi- ja ravinnetalous – Ojitus, kastelu ja ympäristö*. 2 p. Salaojajyhdistys ry, Helsinki.
- Hayashi, M. (2004). Temperature-Electrical Conductivity Relation of Water for Environmental Monitoring and Geophysical Data Inversion. *Environmental Monitoring and Assessment* 96(1–3) 119–128. <https://doi.org/10.1023/b:emas.00000031719.83065.68>
- Heikkilä, H., Kukko-oja, K., Laitinen, J., Rehell, S. & Sallantausta, T. (2001). *Arvio Viinivaaran pohjavedenottohankkeen vaikutuksesta Olvassuon Natura 2000 -alueen luontoon*. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 799. Muhoksen tutkimusasema.
- Horne, A. J. & Goldman, C. R. (1994). *Limnology*. 2. p. McGraw-Hill Inc.
- Horppila, P. (1993). *Luonnonsuojelullisesti arvokkaat pienvedet Mikkelin läänissä*. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 537. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistamo, Helsinki.
- Hovi, S. (2001). Valuma-alueen metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset pieniin järviin – paleolimnologinen selvitys. Pro gradu. Helsingin yliopisto
- Hynninen, P. (1988). *Veden laadun kehityksestä Kiiminkijoessa vuosina 1971–1985*. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 25. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Hyvärinen, V. & Puupponen, M. (1986). Valunta. Teoksessa: Kuusisto, E. & Seppänen S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. Vesiyhdistys r.y., Helsinki.
- Håkanson, L. & Jansson, M. (1983). *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany.
- Ilmatieteenlaitos. (2021). Säähavaintojen vuorokausiarvot: Pudasjärvi lentokenttä. [verkkoaineisto] Saatavissa: <http://catalog.fmi.fi/geonetwork/srv/fin/catalog.search#/metadata/8bdf79e7-9478-4224-aa50-6f63a58ac01a>
- Ilmonen, J., Mykrä, H., Virtanen, R., Paasivirta, L. & Muotka, T. (2012). Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habit modification: community composition, species richness, and red-listed species. *Freshwater science* 31(2) 657–667. DOI: 10.1899/10-060.1

- Ilmonen, J., Paasivirta, L. & Muotka, T. (2006). Changes in spring macroinvertebrate assemblages following catchment-scale restoration: first results. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 29(3) 1487–1491. <https://doi.org/10.1080/03680770.2005.11902928>
- Isokangas, E. (2013). Veden stabiilit isotoopit harjaluaiden hydrologisissa tutkimuksissa. Diplomityö, Oulun yliopisto.
- Isokangas, E. (2018). *Quantifying the groundwater dependence of boreal ecosystems using environmental tracers*. Doctoral thesis. University of Oulu. Acta Universitatis Ouluensis Technica 647. <http://jultika.oulu.fi/files/isbn9789526220376.pdf>
- Isokangas, E., Ronkanen, A-K., Rossi, P. M., Marttila, H. & Kløve, B. (2019). A tracer-based method for classifying groundwater dependence in boreal headwater streams. *Journal of Hydrology* 577 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.05.029>
- Isokangas, E., Rossi, P. M., Ronkanen, A-K., Marttila, H., Rozanski, K. & Kløve, B. (2017). Quantifying spatial groundwater dependence in peatlands through a distributed isotope mass balance approach. *Water Resources Research* 53(3) 2524–2541. <https://doi.org/10.1002/2016WR019661>
- Isokangas, E., Rozanski, K., Rossi, P.M., Ronkainen, A-K. & Kløve, B. (2015). Quantifying groundwater dependence of a sub-polar lake cluster in Finland using an isotope mass balance approach. *Hydrology and Earth System Sciences* 19 1247–1262. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1247-2015>
- Itkonen, A., Marttila, V., Meriläinen, J. J. & Salonen, V-P. (1999). 8000-year history of palaeoproductivity in a large boreal lake. *Journal of Paleolimnology* 21 271–294.
- Jaros, A. (2015). Integrated groundwater-surface water model to manage springs, streams, lakes and fens: conditions in Kälvasvaara case, Finland. Diplomityö, Oulun yliopisto. <http://jultika.oulu.fi/files/nbnfioulu-201512022195.pdf>
- Jaros, A., Rossi, P. M., Ronkanen, A-K. & Kløve, B. (2019). Parametrisation of an integrated groundwater-surface water model for hydrological analysis of boreal aapa mire wetlands. *Journal of Hydrology* 575(2019) 175–191. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.094>
- Joensuu, S., Kauppila, M., Lindén, M. & Tenhola, T. (2019). *Metsänhoidon suosituksat vesiensuojeluun, työopas*. Tapion julkaisuja. <https://tapio.fi/wp-content/uploads/2020/09/Metsanhoidon-suositukset-vesiensuojeluun-TAPIO-2019.pdf>

- Juvonen, J., Hentilä, H. & Aroviita, J. (2017). Maa- ja metsätalouden kuormittamien pohjavesien MaaMet-seuranta – Torjunta-aineet ja ravinteet 2007–2015. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 15/2017.
- Järnefelt, H. (1958). *Vesiemme luonnontalous*. Porvoo, WSOY.
- Kalbus, E., Reinstorf, F. & Schirmer, M. (2006). Measuring methods for groundwater – surface water interactions: a review. *Hydrology and Earth System Sciences* 10(6) 873–887. doi:10.5194/hess-10-873-2006
- Kareksela, S., Ojanen, P., Aapala, K., Haapalehto, T., Ilmonen, J., Koskinen, M., Laiho, R., Laine, A., Maanaviija, L., Marttila, H., Minkkinen, K., Nieminen, M., Ronkanen, A-K., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Tolvanen, A., Tuittila, E-S. & Vasander, H. (2021). *Soiden ennallistamisen suoluonto-, vesistö- ja ilmastovaikutukset*. Vertaisarvioitu raportti. Suomen Luontopaneelin julkaisuja 3b/2021.
- Karvonen, T. (2016). 4. Aineiden käyttäytyminen maaperässä 4.3. Veteen liuenneiden aineiden kulkeutuminen maaperässä. Teoksessa Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Vakkilainen, P. & Äijö, H. (toim.) *Maan vesi- ja ravinnetalous – Ojitus, kastelu ja ympäristö*. 2 p. Salaojajyhdistys ry, Helsinki.
- Kenttämies, K. (2006). Metsätalouden fosfori- ja typpikuormituksen määrittäminen. Teoksessa Kenttämies, K. & Mattsson, T. (toim.) *Metsätalouden vesistökuormitus – MESUVE-projektin loppuraportti*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Kersalo, J. & Pirinen, P. (2009). *Suomen maakuntien ilmasto*. Raportteja 2009:8. Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Borovec, J., Porcal, P. & Kotorová, I. (2000). Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnology and Oceanography* 45 226–230.
- Kopáček, J., Borovec, J., Hejzlar, J., Ulrich, K-U., Norton, S. A. & Amirbahman, A. (2005). Aluminum Control of Phosphorus Sorption by Lake Sediments. *Environmental Science and Technology* 39(22) 8784–8789. <https://doi.org/10.1021/es050916b>
- Korhonen, J. (2007). *Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut*. Suomen ympäristökeskus 45/2007. Helsinki
- Korkka-Niemi, K. & Salonen, V-P. (1996). *Maanalaisten vedet -pohjavesigeologian perusteet*. Vammalan kirjapaino Oy, Vammala.

- Kortelainen, N. M. & Karhu, J. A. (2004). Regional and seasonal trends in oxygen and hydrogen isotope ratios of Finnish groundwaters: a key for mean annual precipitation. *Journal of Hydrology* 285(1–4) 143–157. doi:10.1016/j.jhydrol.2003.08.014
- Kortelainen, P. (1993). Content of total organic carbon in Finnish lakes and its relationship to catchment characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50 1477–1483. <https://doi.org/10.1139/f93-168>
- Kumar, C. P. (2012). Climate Change and Its Impact on Groundwater Resources. *International Journal of Engineering and Science* 1(5) 43–60.
- Kuusisto, E. & Seppänen, H. (1986). Järvet ja Itämeri. Teoksessa: Kuusisto, E. & Seppänen S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. Vesiyhdistys r.y., Helsinki.
- Kyllönen, K. (2018). The variation of stable isotopes of water in precipitation in Finland. Diplomityö, Oulun yliopisto.
- Lakso, E. (2005). Järven vedenpinnan nosto. Teoksessa: Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Lee, D. R. (1977). A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. *Limnology and Oceanography* 22(1) 140–147. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.1.0140>
- Lehosmaa, K., Muotka, T., Pirttilä, A. M., Jaakola, I., Rossi, P. M. & Jyväsjärvi, J. (2021). Bacterial communities at a groundwater-surface water ecotone: gradual change or abrupt transition points along a contamination gradient? *Environmental Microbiology*. doi:10.1111/1462-2920.15708
- Lehtoranta, V. (2005). Johdanto. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Leibundgut, C., Maloszewski, P. & Külls, C. (2009). *Tracers in Hydrology*. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Leppäranta, M., Virta, J. & Huttula, T. (2017). *Hydrologian perusteet*. Helsingin yliopisto, Fysiikan laitos. Unigrafia, Helsinki.
- Lerner, D. N. & Harris, B. (2009). The relationship between land use and groundwater resources and quality. *Land Use Policy* 26 S265–S273. doi:10.1016/j.landusepol.2009.09.005
- Lewis Jr, W. M. (1983). A Revised Classification of Lakes Based on Mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40(10) 1779–1787. <https://doi.org/10.1139/f83-207>
- Maanmittauslaitos. (2010). Peruskartan korkeuskäyrät. [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <https://paituli.csc.fi/download.html>.

- Maanmittauslaitos. (2019). Korkeusmalli. [paikkatietoaaineisto]. Saatavissa :
<https://paituli.csc.fi/download.html>.
- Maanmittauslaitos. (2020a). Maastokarttarasteri. [paikkatietoaaineisto]. Saatavissa :
<https://paituli.csc.fi/download.html>.
- Maanmittauslaitos. (2020b). Peruskartta, taustaväri. [paikkatietoaaineisto]. Saatavissa :
<https://paituli.csc.fi/download.html>.
- Maanmittauslaitos. (2021a). Hallintorajat. [paikkatietoaaineisto]. Saatavissa :
<https://paituli.csc.fi/download.html>.
- Maanmittauslaitos. (2021b). Paikkatietoikkuna – Historiaalliset ilmakuvat. Saatavissa :
https://kartta.paikkatietoikkuna.fi/?zoomLevel=1&coord=525406_7159061&mapLayers=801+100+default,3400+100+ortokuva:indeksi×eries=1950&noSavedState=true&showIntro=false&lang=fi
- Marttila-Tornio, P. (2021a). Keskustelua tutkimusalueen historiasta. [suullinen tiedonanto]. 8.6.2021
- Marttila-Tornio, P. (2021b). Keskustelua tutkimusalueesta. [suullinen tiedonanto]. 26.7.2021
- Marttila-Tornio, P. (2021c). Yksityinen puhelinkeskustelu tutkimusalueesta. [suullinen tiedonanto]. 28.9.2021
- Metsähallitus. (2013). *Metsähallituksen selvitys Olvassuon kansallispuiston perustamisedellytyksistä*. Metsähallituksen selvitys, asianro MH 949/2013/06.02.05. Metsähallitus, Vantaa.
<https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Muut/olvassuokpselvyys.pdf>
- Mitikka, S. (2015). *Yleinen käyttökelpoisuusluokitus*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Mäkelä, A., Antikainen, S., Mäkinen, I., Kivinen, J. & Leppänen, T. (1992). *Vesitutkimusten näytteenottomenetelmät*. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja B. VAPK-kustannus, Helsinki.
- Mäkelä, J. (2012). *Drilled well yield and hydraulic properties in the Precambrian crystalline bedrock of Central Finland*. Turun yliopiston julkaisuja.
- Mäkinen, K., Teeriaho, J., Rönty, H., Rauhaniemi, T. & Sahala, L. (2011). *Valtakunnallisesti arvokkaat tuuli- ja rantakerrostumat*. Suomen ympäristö 32/2011. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Mälkki, E. (1999). *Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö*. Tammer-paino Oy, Tampere.
- Mälkki, E. & Soveri, J. (1986). Pohjavesi. Teoksessa: Kuusisto, E. & Seppänen, S., (toim.) *Sovellettu hydrologia*. Vesiyhdistys ry, Helsinki.

- Nieminen, M. & Sallantausta, T. (2020). Metsäojitettujen soiden vesistökuormitus. *Suo* 71(2) 205–209. Suoseura, Helsinki. <http://www.suo.fi/pdf/article10585.pdf>
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Haahti, K., Sallantausta, T., Koskinen, M. & Ojanen, P. (2020). Metsäojitettujen soiden typpi- ja fosforikuormitus Suomessa. *Suo* 71(1) 1–13. Suoseura, Helsinki. <http://www.suo.fi/pdf/article10398.pdf>
- Niinimäki, J. & Penttinen, K. (2020). *Vesienhoidon ekologiaa: Ravintoverkkokunnostus*. BoD – Books on Demand. Helsinki, Suomi.
- Nimmo, M. (2005). Carbon. Teoksessa: Worsfold, P., Townshend, A. & Poole, C., (toim.) *Encyclopedia of Analytical Science*. 2. p. Elsevier Ltd.
- Oravainen, R. (1999). *Vesistötulosten tulkinta -opasvihkonen*. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, Tampere <https://kvvy.fi/wp-content/uploads/2015/10/opasvihkonen.pdf>
- Palviainen, M., Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. & Starr, M. (2005). Changes in the above- and below-ground biomass and nutrient pools of ground vegetation after clear-cutting of a mixed boreal forest. *Plant and Soil* 275 157–167. DOI 10.1007/s11104-005-1256-1
- Panikov, N.S. (2010). Microbial Ecology. Teoksessa Wang, L.K., Ivanov, V. & Tay, J-H. (toim.) *Environmental Biotechnology* 121–191. Humana Press, New York.
- Petela, R. (2007). An approach to the energy analysis of photosynthesis. *Solar Energy* 82 311–328. doi:10.1016/j.solener.2007.09.002
- Picarro. (2021). Cavity- Ring-Down Spectroscopy (CRDS). 4.10.2021. <https://www.picarro.com/company/technology/crds>
- Pulkka, J. (2021a). Kuva 7. Yleiskuvaa Iso-Timosen ympäristöstä. [kuvatiedosto]. 22.7.2021
- Pulkka, J. (2021b). Kuva 8. Marttisjärvi Leväojan suiston suunnalta kuvattuna. [kuvatiedosto]. 15.6.2021
- Pulkka, J. (2021c). Kuva 12. Yleiskuvaa Pikku-Timosesta. [kuvatiedosto]. 22.7.2021
- Pulkka, J. (2021d). Liite 19. Pikku-Timosen rannan kasvillisuutta kesällä 2021. [kuvatiedosto]. 22.7.2021
- Pulkka, J. (2021). Liite 10B. Iso Olvasjärven sinilevähavainnot heinäkuussa 2021. [kuvatiedosto]. 26.7.2021
- Päkkilä, L. (2020). Suon vedenpinnan havainnointi UAS-kuvauksen avulla ennallistamisen tueksi. Diplomityö, Oulun yliopisto.
- Pöyry Finland Oy. (2016). *Viinivaaran ja Kälväsvaaran pohjavesimallinnus: Virtausmallisimulaatiot*. Oulun Vesi.

- Qin, B., Gao, G., Zhu, G., Zhang, Y., Song, Y., Tang, X., Xu, H. & Deng, J. (2012). Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin* 58(9) 961–970. doi: 10.1007/s11434-012-5560-x
- Ragotzkie, R. A. (1978). Heat Budgets of Lakes. Teoksessa: Abraham Lerman. (toim.) *Lakes – chemistry, geology, physics*. Springer-Verlag, New York.
- Rantakari, M. & Kortelainen, P. (2008). Controls of organic and inorganic carbon in randomly selected Boreal lakes in varied catchments. *Biogeochemistry* 91 151–162. DOI 10.1007/s10533-008-9266-8
- Rantala, L., Karjalainen, T. P. & Rossi, P. (2014). Oulun vedenhankinnan monitavoitearviointi: Loppuraportti. Oulun yliopisto, Thule-instituutti ja vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä.
https://www oulu.fi/sites/default/files/content/Loppuraportti_Oulun%20vedenhankinnan%20monitavoitearviointi_13.8_final.pdf
- Redfield, A. C., Ketcham, B. H. & Richards, F. A. (1963). The influence of organisms on the composition of sea-water. Teoksessa: Hill, M.N. (toim.) *The Sea, vol.2*. Interscience, New York.
- Rehell, S. (2021). VS: Kysymyksiä Viinivaaran ja Kälväsvaaran alueen soiden ennallistamistoimista. [yksityinen sähköpostiviesti]. Vastaanottaja: Veera Wiman. Lähetetty 20.8.2021 klo. 20.38.
- Rehell, S., Pellikka, K., Virta, P., Rantala, L., Kauppinen, V., Kilpeläinen, T., Sandqvist, H. & Ylitulkila, S. (2002). *Luonnonsuojelulain 65§:n mukainen Kiiminkijoen Natura-arviointi*. Jaakko Pöyry Infra, PSV-Maa ja Vesi.
- Rosenberry, D. O. & LaBaugh, J. W. (2008). *Field techniques for estimating water fluxes between surface water and ground water*. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 4–D2. <https://doi.org/10.3133/tm4D2>
- Rossi, P., Ala-aho, P., Vikstedt, H. & Kupiainen, V. (2010). *Rokuan harjun vesitalouden selvittäminen matkailullisten edellytysten turvaamiseksi*. Loppuraportti. Oulun yliopisto.
- Rusanen, K., Finér, L., Antikainen, M., Korkka-Niemi, K., Backman, B. & Britschgi, R. (2004). The effect of forest cutting on the quality of groundwater in large aquifers in Finland. *Boreal environment research* 9 253–261. <http://www.borenv.net/BER/archive/pdfs/ber9/ber9-253.pdf>

- Saarijärvi, E. & Sammalkorpi, I. (2005). Kunnostustarpeen määrittäminen. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Sampei, Y. & Matsumoto, E. (2001). C/N ratios in a sediment core from Nakaumi Lagoon, southwest Japan – usefulness as an organic source indicator. *Geochemical Journal* 35(3) 189–205. <https://doi.org/10.2343/geochemj.35.189>
- Sarkkola, S. & Nieminen, M. (2014). Vesistöjen orgaanisen aineksen lisääntymisen syitä, Vesitalous 6/2014, Ympäristöviestintä YVT Oy, Helsinki, 5–10. https://www.vesitalous.fi/wp-content/uploads/2014/12/Vesitalous_1406_netti.pdf
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography* 51(1, osa 2) 356–363. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
- Seppänen, H. (1984). *Sovellettu limnologia I 828B*. Otapaino, Espoo.
- Seuna, P., Kauppi, L., Melanen, M. & Kenttämies, K. (1986). Ihmistoiminnan vaikutus hydrologiseen kiertoon. Teoksessa: Kuusisto, E. & Seppänen, S., (toim.) *Sovellettu hydrologia*. Vesiyhdistys ry, Helsinki.
- Sinke, A. J. C., Cornelese, A. A., Keizer, P., Tongeren, O. F. R. & Cappenberg, T. E. (1990). Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands. *Freshwater Biology* 23(3) 587–599. doi:10.1111/j.1365-2427.1990.tb00297.x
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 17.5.2001 (401/2001). 14.10.2021. <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2001/20010401>
- St.Hilaire, A., Duchesne, S. & Rousseau, A. N. (2015). Floods and water quality in Canada: A review of the interactions with urbanization, agriculture and forestry. *Canadian Water Resources Journal/Revue Canadienne des ressources hydriques* 41(1–2) 273–287. doi:10.1080/07011784.2015.10101
- Stone, A., Lanzoni, M. & Smedley, P. (2019). Groundwater Resources. Teoksessa Dadson, S. J., Garrick, D. E., Penning-Rowsell, E. C., Hall, J. W., Hope, R. & Hughes, J. (toim.) *Water Science, Policy, and Management: A Global Challenge*, 29–54. John Wiley & Sons Ltd.
- Suomen ympäristökeskus. (2010). Valuma-alueet. [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoim_tieto/Paikkatietoaineistot/Ladattavat_paikkatietoaineistot.

- Suomen ympäristökeskus. (2018). CORINE maanpeite 2018, 25 ha. [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot/Ladattavat_paikkatietoaineistot.
- Suomen ympäristökeskus. (2021a). VESIKARTTA – Vesien tila. [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: https://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikarttaviewers/Html5Viewer_4_14_2/Index.html?configBase=https://paikkatieto.ymparisto.fi/Geocortex/Essentials/REST/sites/VesikarttaKansa/viewers/VesikarttaHTML525/virtualdirectory/Resources/Config/Default&locale=fi-FI.
- Suomen ympäristökeskus. (2021b). VALUE – Valuma-alueen rajaustyökalu KM10. [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <http://paikkatieto.ymparisto.fi/value/>.
- Suomen ympäristökeskus. (2021c). VEMALA – Vesistömallijärjestelmä. [verkkoaineisto]. Saatavissa: <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/vesistomallijarjestelma-wsfs-vemala>.
- Suomen ympäristökeskus. (2021d). Pohjavesialueet. [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot/Ladattavat_paikkatietoaineistot.
- Suomen ympäristökeskus. (2021e). Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta – Hertta 5.7. 10.9.2021. <https://www.syke.fi/avointieto>
- Särkkä, J. (1996). *Järvet ja ympäristö*. Tammer-Paino Oy, Tampere.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (1999). Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. Teoksessa: Walz, N. & Nixdorf, B. (toim.) *Shallow Lakes '98*, 145–152. doi:10.1007/978-94-017-2986-4_15
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2001). Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *The Scientific World* 1 427–442. doi:10.1100/tsw.2001.72
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading in phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506 135–145. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.00000008611.12704.dd>
- Tattari, S. & Linjama, J. (2004). Vesistöalueen kuormituksen arviointi. *Vesitalous* 45(3) 26–30.
- Tehseen, A. (2021). Järvikohtaiset G-indeksi laskennat. 28.11.2021
- Tenhola, M. (1988). *Alueellinen geokemiallinen järvisedimenttikartoitus Itä-Suomessa*. Tutkimusraportti 78. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

- Tezuka, Y. (1990). Bacterial regeneration of ammonium and phosphate as affected by the carbon:nitrogen:phosphorus ratio of organic substrates. *Microbial Ecology* 19(3) 227–238. doi:10.1007/bf02017167
- Uusitalo, J. (2019). Järveen purkautuvan pohjaveden laadun ja määrän vaikutus Puruveden lahtien vedenlaatuun. Diplomityö, Oulun yliopisto.
- Vesihallitus. (1984). *Hydrologiset havainto- ja mittaussuomenetelmät*. Vesihallituksen julkaisuja 47. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. (1988). *Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen*. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 20. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Viinikkala, J., Mykkänen, E. & Ulvi, T. (2005). Ruoppaus. Teoksessa: Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Vitvar, T., Aggraval, P. K., & McDonnell, J. J. (2005). A review of isotope applications in catchment hydrology. Teoksessa: Aggraval, P. K., Gat, J. R., & Froehlich, K. O., (toim.) *Isotopes in the Water Cycle: Past, Present and Future of a Developing Science*: 151–169.
- Vuorenmaa, J., Forsius, M. & Mannio, J. (2006). Increasing trends of total organic carbon concentrations in small forest lakes in Finland from 1987 to 2003. *Science of the Total Environment* 36 47–65. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.038
- Väisänen, T. (2005). Rehevän järven kunnostusmenetelmän valinta. Lisensiaatintyö. Oulun yliopisto.
https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/134857/REHKU_kokonaan.pdf?sequence=2&isAllowed=y.
- Väisänen, T. (2009). *SEDIMENTIN KEMIKALOINTIKÄSITTELY: Tutkimus rehevän ja sisäkuormitteisen järven kunnostusmenetelmän mitoituksista sekä sen tuloksellisuuden mittaamisesta*. Doctoral thesis. University of Oulu. Acta Universitatis Ouluensis Technica 345. <http://jultika.oulu.fi/files/isbn9789514292989.pdf>.
- Väisänen, T. & Lakso, E. (2005). Tavoitteiden asettelu ja kunnostusmenetelmän valinta. Teoksessa: Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Weppeling, K. & Iivonen, P. (2005). Kalkitus. Teoksessa: Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology – Lake and River ecosystems*. 3p. Academic Press, San Diego.
- Winter, T. C., Harvey, J. W., Franke, O. L. & Alley, W. M. (1998). *Ground water and surface water: A single resource*. U.S. Geological Survey.

Ympäristöministeriö. (2015). *Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje*. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015. Ympäristöministeriö, Helsinki.

LIITTEET:

Liite 1. Iso-Timosen (I-T) vesinäytetulojen keskiarvot kesä-heinäkuussa 2021.

Suure	KJ	Lah 1	Lah 2	Oja 3	Oja 4	Oja 6	Oja 7	Oja 8
Havaintojen lukumäärä (kpl)	2	2	2	2	2	2	2	2
Lämpötila (°C)	21,6	22,2	23,5	19,5	20,7	22,4	16,5	20,1
pH	8,06	7,67	7,40	6,76	6,46	6,42	6,89	8,06
Sähkönjohtavuus (µS/cm) *	23,3	29,9	25,0	36,9	34,1	32,5	32,3	25,1
Redox (mV) *	116,4	152,1	130,2	134,7	161,5	138,5	127,2	166,6
Happi (mg/l)	8,94	8,80	8,78	7,70	7,65	7,36	5,66	8,86
TOC (mg/l)	16,5	21,5	17,0	22,0	24,0	23,5	9,6	17,0
TIC (mg/l)	1,1	1,4	1,5	3,7	2,5	2,3	4,4	1,5
PO4-P (µg/l)	8,9	9,2	23,0	10,8	15,0	5,8	14,5	11,0
Kok. P (µg/l)	78	76	194	80	71	54	41	74
NO3-N + NO2-N (µg/l)	2,5	2,5	2,5	8,7	2,5	2,5	2,5	3,8
Kok. N (µg/l)	1400	1230	2350	1115	1195	1050	365	1325
SiO2 (mg/l)	0,8	1,4	1,0	6,3	3,4	3,9	11,0	1,0
NH4-N (µg/l)	11,3	10,3	6,8	49,3	6,1	22,0	9,8	7,3

* Vain yksi mittaus kesä-heinäkuussa

Liite 2. Marttisjärven (MJ) vesinäytetulojen keskiarvot kesä-heinäkuussa 2021.

Suure	KJ	Lah 1	Lah 2	Oja 3	Oja 4	Oja 7	Oja 8	Oja 9	Oja 10	Oja 12
Havaintojen lukumäärä (kpl)	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1
Lämpötila (°C)	20,9	21,2	21,1	19,1	18,1	21,1	16,8	19,1	21,0	16,1
pH	7,72	6,82	7,20	6,91	7,48	7,99	5,47	8,01	6,72	7,64
Sähkönjohtavuus (µS/cm) *	20,3	20,9	20,6	26,2	32,2	20,4	ES	25,1	22,9	21,3
Redox (mV) *	237,3	154,6	171,4	145,9	119,9	152,3	ES	115,8	146,7	133,1
Happipitoisuus (mg/l) *	8,65	8,28	8,77	7,44	4,61	8,72	4,85	7,81	6,95	ES
TOC (mg/l)	18,0	18,5	18,0	20,5	24,0	18,5	39,0	17,5	23,5	6,7
TIC (mg/l)	1,0	1,2	1,1	2,3	4,3	1,2	2,2	1,6	1,6	1,8
PO4-P (µg/l)	15,4	13,3	14,5	107,0	109,0	17,9	20,0	4,8	23,2	6,7
Kok. P (µg/l)	99	94	79	170	165	79	120	110	82	28
NO3-N + NO2-N (µg/l)	2,5	2,5	4,0	12,3	8,1	7,8	6,7	10,2	35,2	2,5
Kok. N (µg/l)	985	990	955	945	1005	980	1500	1735	975	300
SiO2 (mg/l)	4,0	1,2	1,4	9,0	10,7	1,4	4,8	1,3	4,1	9,4
NH4-N (µg/l)	5,6	11,3	14,3	33,7	19,3	5,7	24,0	24,3	56	2,5

* Vain yksi mittaus kesä-heinäkuussa

ES = ei saatavilla

Liite 3. Iso Olvasjärven (I-O) vesinäytetulosten keskiarvot kesä-heinäkuussa 2021.

Suure	KJ	Lah 1	Lah 2	Oja 3	Oja 4	Oja 5	Oja 7	Oja 8	Oja 9	Oja 10
Havaintojen lukumäärä (kpl)	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2
Lämpötila (°C)	18,3	19,7	20,3	17,9	9,4	21,2	18,6	12,0	11,2	14,7
pH	7,58	9,24	9,05	7,25	8,36	8,55	6,95	6,38	5,81	7,70
Sähkönjohtavuus (µS/cm) *	20,4	25,2	23,6	20,1	28,8	20,0	21,1	49,6	ES	27,4
Redox (mV) *	48,6	86,1	115,8	139,8	121,6	187,2	159,3	66,8	ES	101,7
Happi (mg/l)	10,17	10,38	10,09	8,20	11,81	10,42	6,65	5,52	8,66	9,98
TOC (mg/l)	6,7	6,8	6,7	12,7	2,9	6,7	7,3	10,1	3,2	7,1
TIC (mg/l)	1,9	1,6	1,6	2,3	3,0	1,5	3,6	5,9	2,7	2,8
PO4-P (µg/l)	1,5	6,7	6,8	4,8	5,0	5,9	19,2	13,7	3,3	20,0
Kok. P (µg/l)	67	55	53	53	10	81	257	27	10	47
NO3-N + NO2-N (µg/l)	102,7	96,3	81,3	2,5	2,5	82,7	34,1	16,3	2,5	27,3
Kok. N (µg/l)	1325	1215	1165	1125	68	1205	1620	480	130	335
SiO2 (mg/l)	2,7	2,7	2,4	5,3	11,0	2,7	5,6	16,0	8,9	11,0
NH4-N (µg/l)	48,3	36,8	15,3	6,0	2,5	17,8	301,3	126,5	15,0	10,3

* Vain yksi mittaus kesä-heinäkuussa

ES = Ei saatavilla

Liite 4. Pikku-Timosen (P-T) vesinäytetulojen muuttujien keskiarvot kesä-heinäkuussa 2021.

Suure	KJ	Lah 1
Havaintojen lukumäärä (kpl)	2	2
Lämpötila (°C)	22,5	22,8
pH	8,07	8,07
Sähkönjohtavuus (µS/cm) *	16,7	15,7
Redox (mV) *	148,5	114,5
Happi (mg/l) *	8,76	8,56
TOC (mg/l)	10,5	10,4
TIC (mg/l)	1,1	1,3
PO4-P (µg/l)	2,4	3,2
Kok. P (µg/l)	26	182
NO3-N + NO2-N (µg/l)	2,5	3,9
Kok. N (µg/l)	585	1550
SiO2 (mg/l)	1,1	0,9
NH4-N (µg/l)	13,3	12,3

* Vain yksi mittaus kesä-heinäkuussa

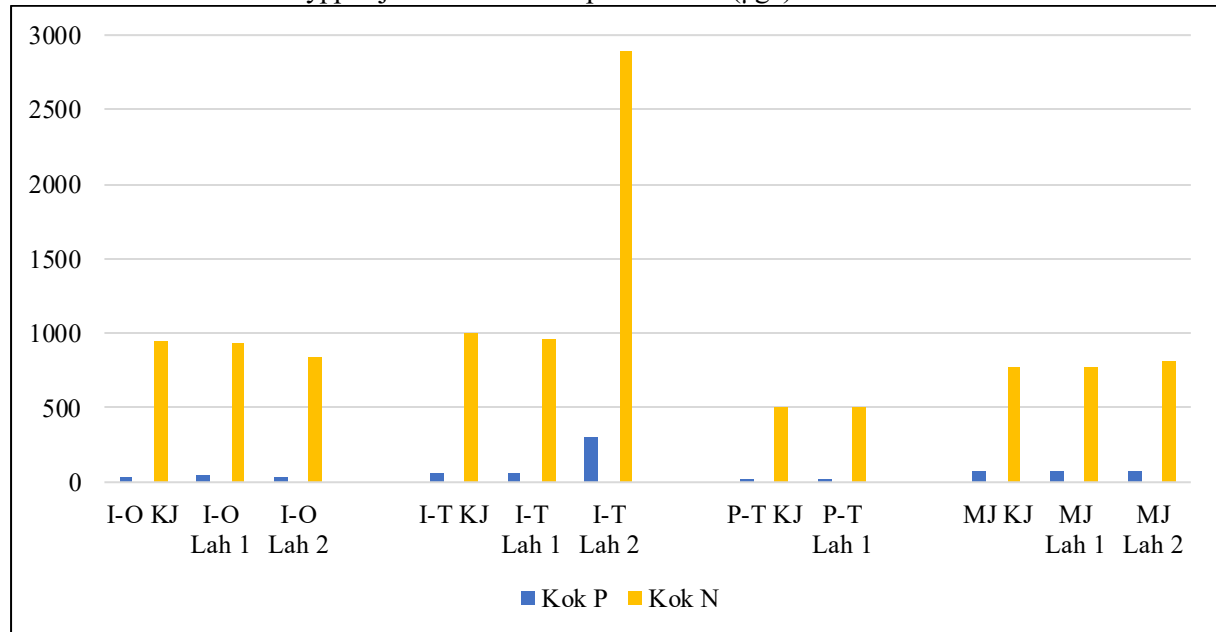
Liite 5. Järvien vesinäytetulokset huhtikuulta 2021.

Suure	MJ KJ	P-T KJ	I-T KJ	IO KJ
Päivämäärä	8.4.	8.4.	8.4.	8.4.
Lämpötila (°C)	1,9	0,8	1,1	3,3
pH	5,64	5,41	4,99	4,96
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	29,2	25,2	24,4	26,5
Redox (mV)	199	238	228	335
Happipitoisuus (mg/l)	11,10	5,32	9,50	5,70
TOC (mg/l)	21	11	13	7
TIC (mg/l)	5,4	5,4	5,3	3,4
PO4-P (µg/l)	77,0	<3	7,0	6,7
Kok. P (µg/l)	130	30	26	24
NO3-N + NO2-N (µg/l)	49	50	75	800
Kok. N (µg/l)	1100	940	790	1500
SiO2 (mg/l)	12,0	3,1	9,1	4,3
NH4-N (µg/l)	130	100	110	20

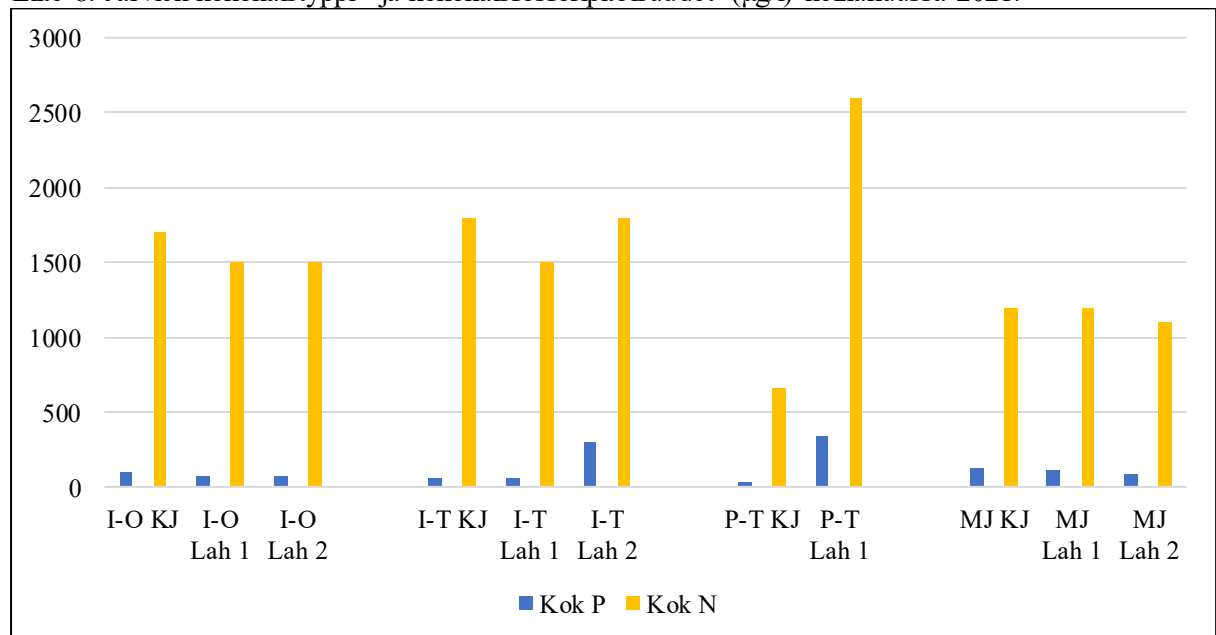
Liite 6. Pohjavesipisteiden näytteiden keskiarvot kesä-heinäkuulta 2021.

Suure	MJ Kaiv	IO Lähd 1	IO Lähd 2	IT Lähd 1	Por 11	Por 202
Havaintojen lukumäärä (kpl)	1	2	2	2	1	1
Lämpötila (°C)	11	7,65	8,2	6,35	7,8	10,9
pH	6,52	7,41	7,705	7,54	8,06	6,77
Sähkönjohtavuus (µS/cm) *		32,5	28,9	32,9	26,2	22,6
Redox (mV) *		158,5	181,4	141,8	79	108,8
Happi (mg/l) *	4,44	11,3	10,48	10,12		
TOC (mg/l)	3,2	1,115	1,705	0,98	1,2	1,9
TIC (mg/l)	3,5	3,5	3,6	4,25	1,2	2,6
PO4-P (µg/l)	12	10	7,75	9,6	25	16
P (µg/l)	10	12,5	15,5	14,5	24	10
NO3-N + NO2-N (µg/l)	2,5	37	14	25,5	13	150
N (µg/l)	150	123,5	320	71	170	370
SiO2 (mg/l)	4,2	12	11,5	13	0,13	5,9
NH4-N (µg/l)	2,5	5,45	4,25	2,5	2,5	78

Liite 7. Järvien kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet (µg/l) kesäkuussa 2021.



Liite 8. Järvien kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet (µg/l) heinäkuussa 2021.



Liite 9. Järvien kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet kesä-heinäkuussa 2021.

	I-O KJ	I-O Lah 1	I-O Lah 2	I-T KJ	I-T Lah 1	I-T Lah 2	P-T KJ	P-T Lah 1	MJ KJ	MJ Lah 1	MJ Lah 2
Kesäkuun kokonaisfosfori µg/l	37	43	35	56	65	300	21	23	77	78	74
Heinäkuun kokonaisfosfori µg/l	96	66	71	100	87	88	31	340	120	110	84
Kesäkuun kokonaistyyppi µg/l	950	930	839	1000	960	2900	510	500	770	780	810
Heinäkuun kokonaistyyppi µg/l	1700	1500	1500	1800	1500	1800	660	2600	1200	1200	1100

Liite 10A. Iso Olvasjärven sinilevähavainnot heinäkuussa 2021.



Liite 10B. Iso Olvasjärven sinilevähavainnot heinäkuussa 2021. Kuva julkaistu Jussi Pulkan (2021e) luvalla.



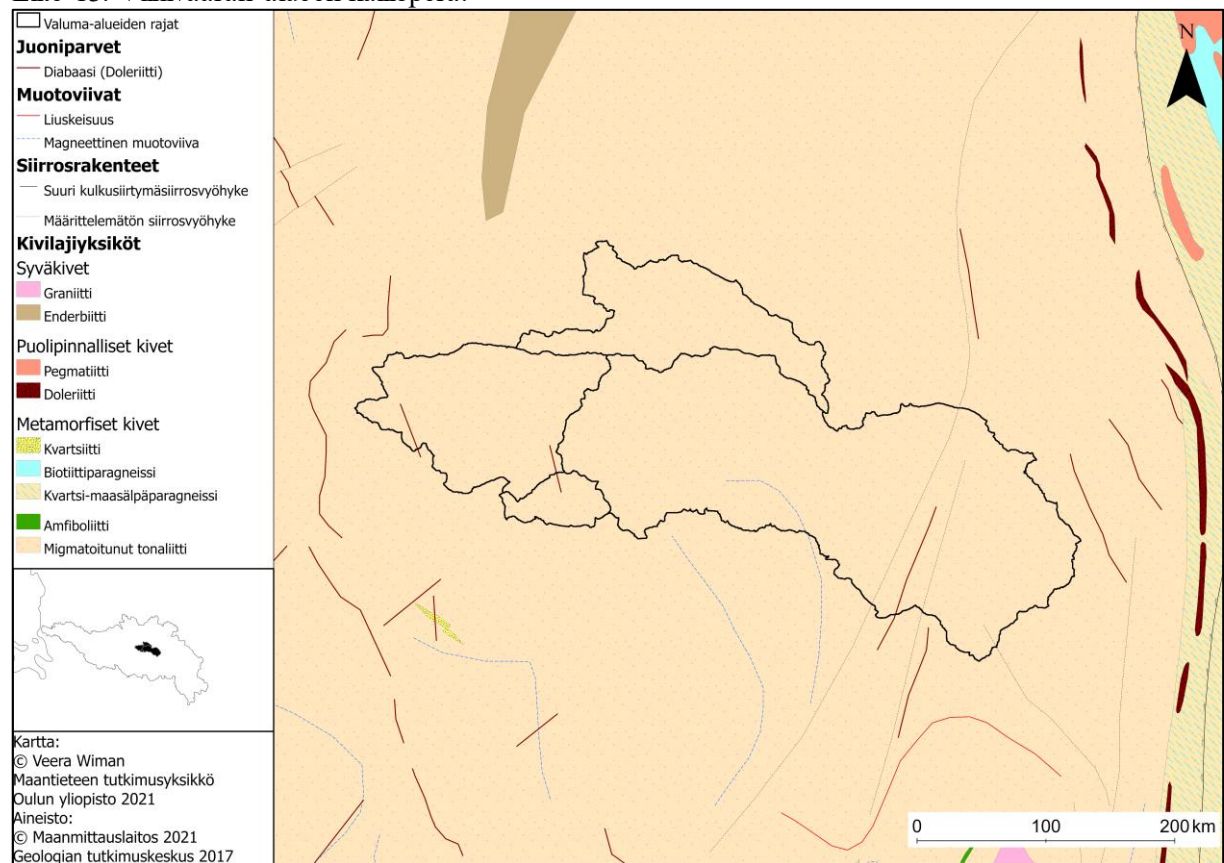
Liite 11. Sedimenttinäytteiden pitoisuudet järvistä kesä-heinäkuussa 2021.

Suure	I-T Sed 1	I-T Sed 2	I-O Sed 1	I-O Sed 2	I-O Sed 3	P-T Sed	MJ Sed 1	MJ Sed 2
Kuiva-aine %	8,7	7,5	27,1	74,0	22,9	8,7	8,3	6,9
Kosteus &	91,3	91,3	72,9	26,0	77,1	91,3	91,7	93,1
Orgaaninen aines (550°C) %ka	54,2	54,2	15,1	0,3	11,9	47,6	42,5	42,6
Orgaaninen kokonaisaines (TOC) %ka	30,0	30,0	5,5	<0,5	4,5	26,0	23,0	24,0
Typpi, kokonaispitoisuus g/kg ka	28,0	28,0	6,7	0,6	7,9	24,0	28,0	26,0
Typpi (N) kg/tonni	2,4	2,4	1,8	0,5	1,8	2,1	2,3	1,8
Fosfori (P) mg/kg ka	540	650	220	34	230	960	700	620
Alumiini (Al) mg/kg ka	2500	2500	2900	990	3200	10000	6200	5100
Arseeni (As) mg/kg ka	<3	4,2	<3	<3	<3	3,8	3,7	<3
Boori (B) mg/kg ka	<4	<4	<4	6,9	4,1	<4	4,7	<4
Barium (Ba) mg/kg ka	57	77	41	6	38	90	72	60
Beryllium (Be) mg/kg ka	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kalsium (Ca) mg/kg ka	3200	4200	1300	820	1800	3600	3300	3200
Kadmium (Cd) mg/kg ka	0,3	1,0	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	0,6	0,5
Koboltti (Co) mg/kg ka	1,1	1,8	2,7	<1	3,1	3,5	3,4	3
Kromi (Cr) mg/kg ka	7,7	9,6	8,9	<2	10,0	17,0	15,0	13,0
Kupari (Cu) mg/kg ka	3,6	7,6	2,6	<2	2,7	9,0	7,8	5,9
Rauta (Fe) mg/kg ka	8100	14000	12000	1500	10000	37000	16000	13000
Kalium (K) mg/kg ka	230	260	<200	<200	<200	370	580	460
Magnesium (Mg) mg/kg ka	600	1100	840	190	870	880	1700	1500
Mangaani (Mn) mg/kg ka	97	110	110	31	110	270	170	150
Molybdeeni (Mo) mg/kg ka	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Natrium (Na) mg/kg ka	140	210	89	65	100	130	170	170
Nikkeli (Ni) mg/kg ka	4,6	7,4	3,6	<1	4,1	12,0	10,0	8,5
Lyijy (Pb) mg/kg ka	13,0	22,0	7,1	<2	4,2	7,7	10,0	11,0
Rikki (S) mg/kg ka	2400	3100	1000	<50	960	2400	2700	2200
Antimoni (Sb) mg/kg ka	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Seleen (Se) mg/kg ka	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Tina (Sn) mg/kg ka	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Titaani (Ti) mg/kg ka	110	92	290	280	400	170	350	380
Vanadiini (V) mg/kg ka	6,6	14,0	12,0	3,6	13,0	18,0	15,0	13,0
Sinkki (Zn) mg/kg ka	15	69	20	<3	15	52	59	36
Mikroaaltohajotus	tehty	tehty	tehty	tehty	tehty	tehty	tehty	tehty

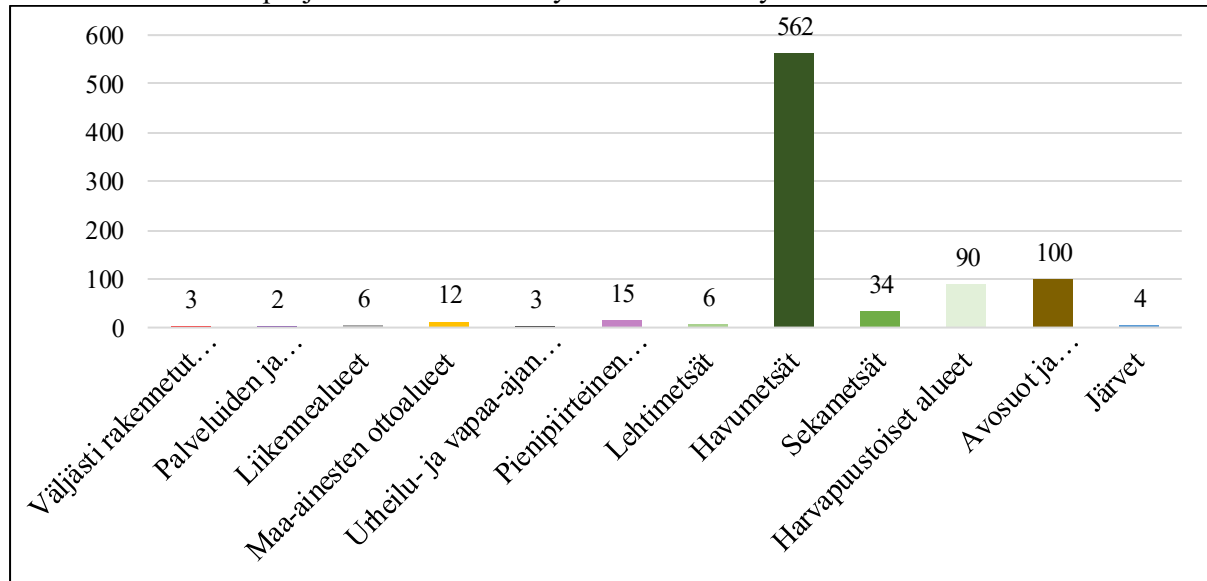
Liite 12. Sedimenttien ruoppausmassojen läjityskelpoisuudessa hyödynnettävät haitta-
aineidenpitoisuustasot (Ympäristöministeriö 2015).

Aine (mg/kg ka)	Taso 1	Taso 1A	Taso 1B	Taso 1C	Taso 2
Arseeni	<15	15-50	50-70		>70
Kadmium	<0,5	0,5-2,5			>2,5
Kromi	<65	65-270			>270
Kupari	<35	35-50	50-70	70-90	>90
Lyijy	<40	40-80	80-100	100-200	>200
Nikkeli	<45	45-50	50-60		>60
Sinkki	<170	170-360	360-500		>500

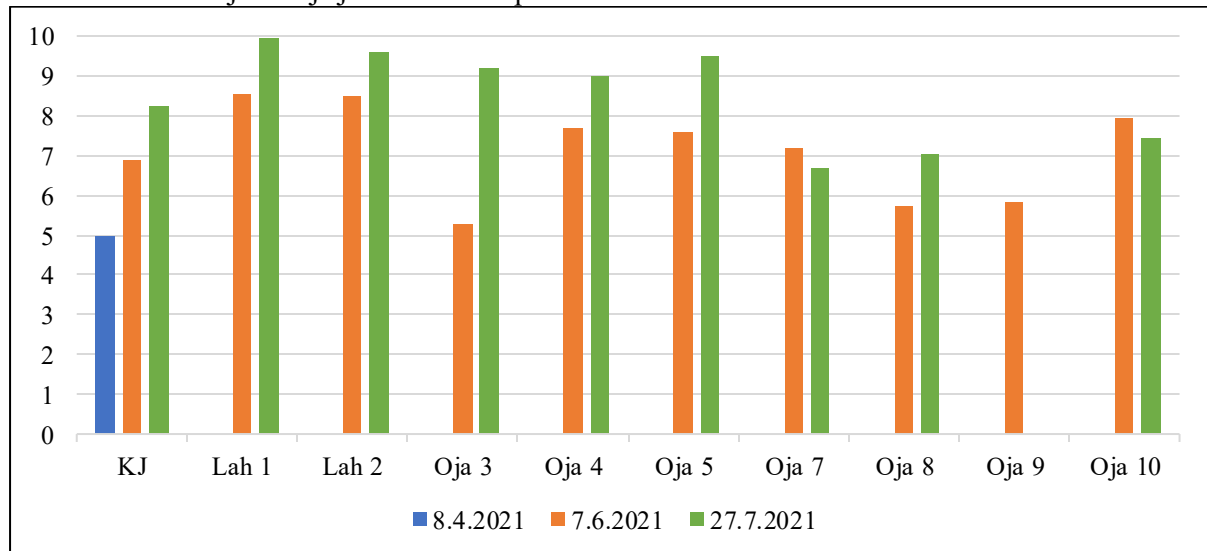
Liite 13. Viinivaaran alueen kallioperä.



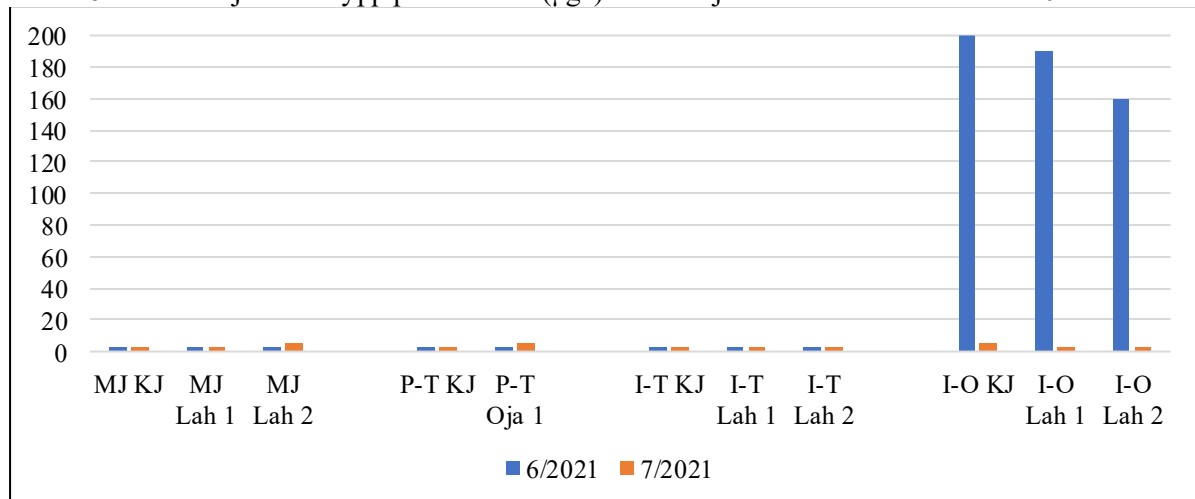
Liite 14. Viinivaaran pohjavesialueen maankäyttömuodot eriteltynä hehtaareissa.



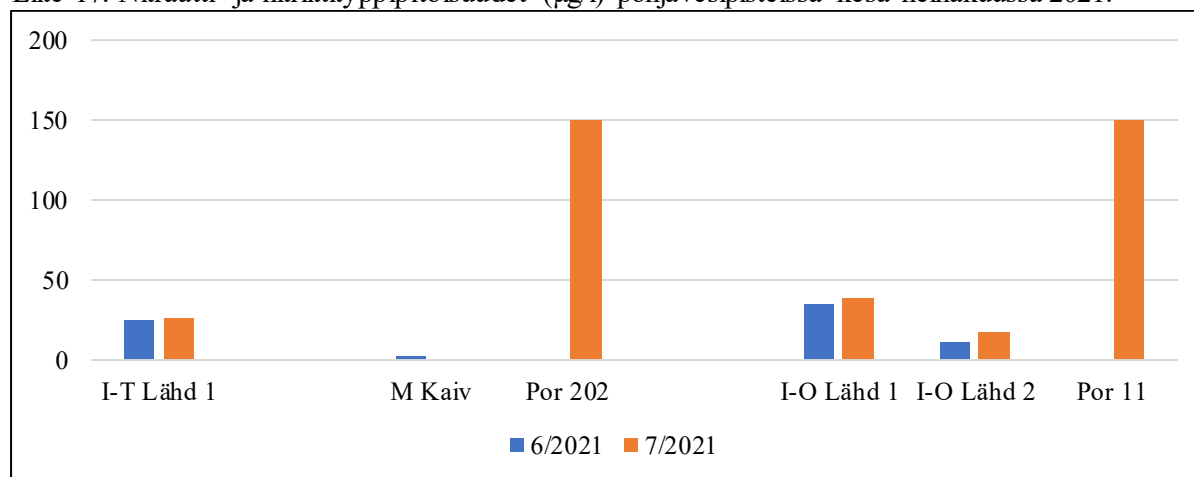
Liite 15. Iso Olvasjärven ja järven uomien pH vuonna 2021.



Liite 16. Nitraatti- ja nitriittityypipitoisuudet ($\mu\text{g/l}$) tutkimusjärvissä kesä-heinäkuussa 2021.



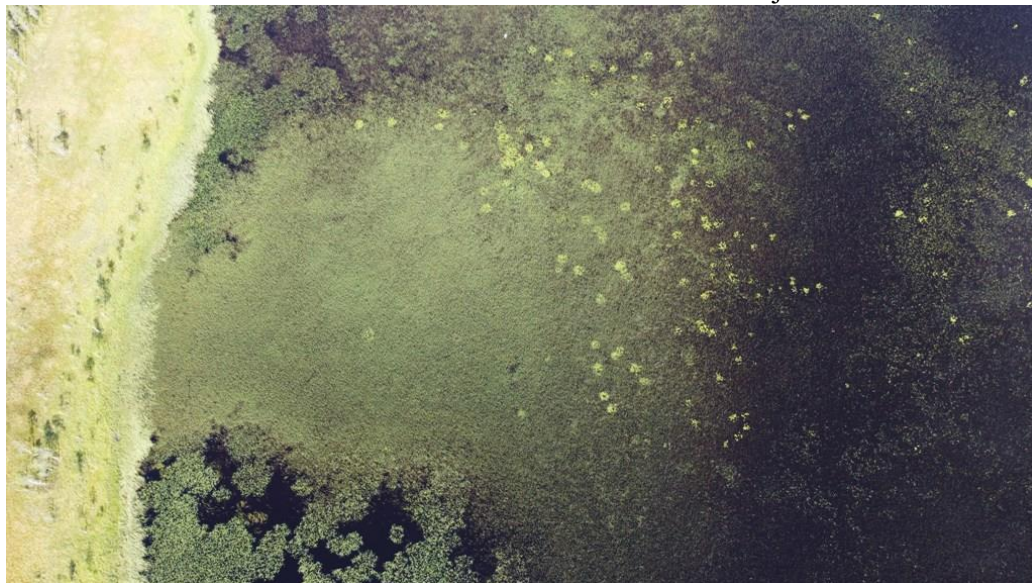
Liite 17. Nitraatti- ja nitriittityypipitoisuudet ($\mu\text{g/l}$) pohjavesipisteissä kesä-heinäkuussa 2021.



Liite 18. Kiiskiojan hakkuut vuosina 2010–2015 (Maanmittauslaitos 2021b).



Liite 19. Pikku-Timosen rannan kasvillisuutta kesällä 2021. Kuva julkaistu Jussi Pulkan (2021d) luvalla.



Liite 20. Pikku-Timosen umpeenkasvanut lähtöuoma kesällä 2021.



Liite 21. Arvio Iso-Timosen vesitaseesta heinäkuussa 2021.

Iso-Timonen	Sadanta	Haihdunta	Kokonaistulovirtaama	Maanalainen tulovirtaama	G-indeksi
Järven vesitase 1.7.-31.7.2021	28 mm	173 mm	76805 m ³ /d	73020 m ³ /d	95 %

Liite 22. Arvio Marttisjärven vesitaseesta heinäkuussa 2021.

Marttisjärvi	Sadanta	Haihdunta	Kokonaistulovirtaama	Maanalainen tulovirtaama	G-indeksi
Järven vesitase 1.7.-31.7.2021	28 mm	313 mm	213363 m ³ /d	185061 m ³ /d	87 %

Liite 23. Arvio Iso Olvasjärven vesitaseesta heinäkuussa 2021.

Iso Olvasjärvi	Sadanta	Haihdunta	Kokonaistulovirtaama	Maanalainen tulovirtaama	G-indeksi
Järven vesitase 1.7.-31.7.2021	28 mm	355 mm	422478 m ³ /d	414471 m ³ /d	98 %

Liite 24. Arvio Pikku-Timosen vesitaseesta heinäkuussa 2021.

Pikku-Timonen	Sadanta	Haihdunta	Kokonaistulovirtaama	Maanalainen tulovirtaama	G-indeksi
Järven vesitase 1.7.-31.7.2021	28 mm	75 mm	17058 m ³ /d	16484 m ³ /d	97 %

Liite 25. Marttisjärven vedenlaatu seurannat vuosina 1976–2020 (Suomen ympäristökeskus 2021e).

Marttisjärven vedenlaatu seurannat	14.9.1976	5.2.1985	13.8.1986	29.9.1992	2.3.1993	19.4.1993	17.11.1993	21.3.1994	6.5.1996	29.4.1997	30.7.2001	2.8.2001	31.3.2003	19.7.2018	29.8.2018	9.3.2020	14.7.2020	12.8.2020	8.9.2020
Kokonaissyvyys m	1,3	1,1	0,7	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	1,4	ES	0,9	0,9	1,4	1	0,8	0,9
Lämpötila °C	8,9	0,1	12	9	0,1	0,1	0,6	0,2	0,8	0,4	17	14	1	24,5	14,8	0,7	17	16,7	13,5
Happi mg/l	9,5	0	8,9	7,4	0,8	1,2	9,1	0	9,6	0,7	8,3	8,2	0,7	6,4	8,4	3	7,4	7	8,8
Sähkönjohtavuus mS/m	3	4,8	2,6	2,7	6,4	6,6	4,7	7	2,5	ES	2,5	2,4	ES	2,2	2,2	4	1,9	2,4	2,5
pH	6,7	6,1	6,4	5,8	6	6,1	6,2	6	5,9	6	6,5	6,6	ES	6,4	6,7	5,94	6,3	6,24	6,5
Kokonaistyyppi µg/l	610	1200	420	850	870	800	770	1100	ES	ES	980	1000	ES	980	920	1000	900	1200	1200
Kokonaistyyppi µg/l	36	ES	61	55	170	120	41	280	93	ES	58	65	ES	76	58	40	70	71	73
Fosfaattityppi µg/l	3	ES	ES	14	130	75	14	220	59	ES	6	6	ES	4	4,8	15	4,2	6,3	4
Nitriittityppi µg/l	ES	ES	4	ES	ES	ES	ES	ES	ES	<1	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Nitraattityppi µg/l	ES	ES	4	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Ammoniumtyppi µg/l	ES	ES	ES	6	360	320	160	270	110	ES	5	7	ES	17	14	220	<5	23	88
Nitriitti-nitraattityppi µg/l	ES	ES	ES	4	2	13	41	5	180	3	<5	<5	ES	7	<4	44	<5	<5	18

ES = Ei saatavilla

Liite 26. Pikku-Timosen vedenlaatu seurannat vuosina 1978–2003 (Suomen ympäristökeskus 2021e).

Pikku-Timosen vedenlaatu seurannat	18.7.1978	13.1.1982	13.8.1986	2.8.2001	30.7.2001	31.3.2003
Kokonaissyvyys m	0,6	0,9	0,7	0,4	ES	ES
Lämpötila °C	13,7	0,2	12	12,6	16,8	0,8
Happi mg/l	9,4	10,4	10,5	8,8	8,4	0,1
Sähkönjohtavuus mS/m	2,4	3,9	2,1	2,2	2,2	ES
pH	7	6,2	7	6,6	6,5	ES
Kokonaistyyppi µg/l	550	1300	410	610	670	ES
Kokonaistyyppi µg/l	25	25	14	22	28	ES
Fosfaattityppi µg/l	1	3	ES	<2	5	ES
Nitriittityppi µg/l	0	3	0	ES	ES	ES
Nitraattityppi µg/l	3	25	1	ES	ES	ES
Ammoniumtyppi µg/l	3	310	ES	4	<2	ES
Nitriitti-nitraattityppi µg/l	ES	ES	ES	5	<5	ES

ES = Ei saatavilla

Liite 27. Järvipisteiden näytetulokset kesäkuulta 2021.

Järven nimi	Marttisjärvi (MJ)	Pikku-Timonen (P-T)	Iso-Timonen (I-T)	Iso Olvasjärvi (I-O)
Pohjoiskoordinaati (ETRS-TM35FIN)	7214180	7213574	7215424	7219019
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	503045	497868	497605	501433
Päivämäärä	7.6.2021	8.6.2021	8.6.2021	7.6.2021
Kellonaika	14.48	13.45	10.30	10.26
Kokonaissyvyys (m)	1,3	1,4	1,4	2,65
Näytteenottosyvyys (m)	0,65	0,7	0,7	1,35
Veden lämpötila (°C)	21,2	21,5	19,9	18,5
pH	7,66	7,68	7,31	6,9
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	ES	ES	ES	ES
Redoxpotentiaali	ES	ES	ES	ES
Happipitoisuus (mg/l)	8,65	8,76	9,01	9,6
TOC (mg/l)	16	10	15	6,3
TIC (mg/l)	0,91	1,2	1,1	1,9
PO4-P (µg/l)	3,7	<3	7,8	<3
P (µg/l)	77	21	56	37
NO3-N + NO2-N (µg/l)	<5	<5	<5	200
N (µg/l)	770	510	1000	950
SiO2 (mg/l)	1,9	1,3	0,8	2,2
NH4-N (µg/l)	8,7	24	20	94

ES = Ei saatavilla

Liite 28. Järvipisteiden näytetulokset kesäkuulta 2021.

Järvipisteen tunnistimenimi	MJ Lah 1	MJ Lah 2	I-O Lah 1	I-O Lah 2	I-T Lah 1	I-T Lah 2
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	7214341	7213406	7219460	7218949	7215896	7214657
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	503507	503607	500029	500573	496640	497911
Päivämäärä	7.6.2021	7.6.2021	7.6.2021	7.6.2021	8.6.2021	8.6.2021
Kellonaika	15.10	16.21	12.18	12.48	11.50	12.10
Kokonaissyvyys (m)	1,2	1,2	2,6	1,3	0,9	0,44
Näytteenottosyvyys (m)	0,6	0,6	1,3	0,65	0,45	0,22
Veden lämpötila (°C)	21,8	22	19	20	20,2	21
pH	7,37	7,53	8,55	8,49	7,77	6,78
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Redoxpotentiaali (mV)	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Happipitoisuus (mg/l)	8,28	8,77	9,94	9,54	8,97	8,72
TOC (mg/l)	17	16	6,4	6,1	20	16
TIC (mg/l)	1,1	0,97	1,6	1,6	1,3	1,5
PO4-P (µg/l)	<3	4	4	<3	7,4	28
P (µg/l)	78	74	43	35	65	300
NO3-N + NO2-N (µg/l)	<5	<5	190	160	<5	<5
N (µg/l)	780	810	930	830	960	2900
SiO2 (mg/l)	1,9	1,9	2,2	1,8	1,8	1,1
NH4-N (µg/l)	20	26	71	28	18	11

ES = Ei saatavilla

Liite 29. Uomien näytetulokset kesäkuulta 2021.

Uoman tunnistimenimi	MJ Oja 3	MJ Oja 4	MJ Oja 7	MJ Oja 8	MJ Oja 9	MJ Oja 10	I-O Oja 5	I-O Oja 4	I-O Oja 3	I-O Oja 10
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	7213577	7213417	7213450	7213936	7215338	7215407	7219054	7219000	7218247	7218410
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	504966	505123	502421	502178	501934	501950	499754	499857	501146	502732
Päivämäärä	7.6.2021	7.6.2022	7.6.2023	7.6.2024	7.6.2025	7.6.2026	7.6.2027	7.6.2028	7.6.2029	7.6.2030
Kellonaika	15.38	15.54	16.37	17.12	17.39	17.50	11.16	11.59	13.09	13.47
Uoman syvyys (cm)	90	190	90	20	135	130	60	30	30	80
Näytteenottosyvyys (cm)	45 cm	0,95 m	0,45 m	10	67	65	30	15	15	40
Veden lämpötila (°C)	18,4	16,9	21,9	16,8	19,8	20,6	19,4	9,6	13,9	14,2
pH	6,4	7,66	7,73	5,47	7,62	6,22	7,58	7,69	5,28	7,96
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Redoxpotentiaali	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Happipitoisuus (mg/l)	7,44	4,61	8,72	4,85	7,81	6,95	10,11	11,21	6,03	9,39
Virtausnopeus (m/s)	0,03	0,02	ES	0,02	0,1	0,01	0,10	0,03	0,1	0,01
Uoman leveys (m)	6	4	ES	0,5	5	5	7	2-2,5	0,3	3,5
TOC (mg/l)	20	25	17	39	17	23	6,3	4,4	18	10
TIC (mg/l)	2,0	4,7	1,0	2,2	1,6	1,7	1,5	3,0	2,8	2,5
PO4-P (µg/l)	34	48	7,8	20	5,9	9,3	7,0	4,8	<3	20
P (µg/l)	120	100	65	120	60	75	91	9,0	21	43
NO3-N + NO2-N (µg/l)	9,6	6,2	13	6,7	13	61	160	<5	<5	<5
N (µg/l)	890	810	760	1500	970	950	810	110	450	330
SiO2 (µg/l)	6,9	9,3	1,9	4,8	1,8	5,9	2,2	11	6,9	11
NH4-N (µg/l)	60	6,5	8,9	24	46	55	33	<5	9,5	18

ES = Ei saatavilla

Liite 30. Uomien näytetulokset kesäkuulta 2021.

Uoman tunnistimenimi	I-T Oja 8	I-T Oja 7	I-T Oja 3	I-T Oja 4	I-T Oja 6	P-T Oja 1	I-O Oja 9	I-O Oja 8	I-O Oja 7
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	7215722	7216224	7215376	7215870	7216068	7213204	7219379	7220387	7220066
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	498315	497841	496284	496362	496872	497539	502678	501236	500070
Päivämäärä	8.6.2021	8.6.2022	8.6.2023	8.6.2024	8.6.2025	8.6.2026	7.6.2021	7.6.2022	7.6.2023
Kellonaika	10.00	10.20	11.00	11.15	11.35	13.30	17.33	18.00	18.23
Uoman syvyys (cm)	74	58	100	75	49	81	23	muutamia senttejä	22
Näytteenottosyvyys (cm)	35	45	50	35	25	40	13	ES	14
Veden lämpötila (°C)	18,9	14,2	14,9	18,1	21,1	21,8	11,2	12,6	21,4
pH	6,67	6,28	6,44	6,22	5,8	7,48	5,81	5,73	7,2
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Redoxpotentiaali	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES
Happipitoisuus (mg/l)	8,95	5,81	8,06	7,5	6,52	8,56	8,66	3,32	8,16
Virtausnopeus (m/s)	0,185	0,01	0,01	0,025	0,01	ES	0,01	0,00-0,01	0,01
Uoman leveys (m)	4	2	2,5	3	1	Oja umpeutunut	1,5	1	2,5
TOC (mg/l)	16	14	23	25	24	9,8	3,2	17	8,8
TIC (mg/l)	1,5	3,8	4,4	2,4	2,2	1,2	2,7	6,3	4,1
PO4-P (µg/l)	12	10	<3	19	<3	4,8	3,3	3,3	34
P (µg/l)	67	49	79	66	23	23	10	18	500
NO3-N + NO2-N (µg/l)	5,1	<5	11	<5	<5	<5	<5	<5	63
N (µg/l)	950	520	830	990	700	500	130	790	3000
SiO2 (µg/l)	1,2	10	8,4	4,5	6,2	1,2	8,9	16	1,3
NH4-N (µg/l)	12	17	96	9,7	10	22	15	230	600

ES = Ei saatavilla

Liite 31. Pohjavesipisteiden näytetulokset kesäkuulta 2021.

Pohjavesipisteen nimi	MJ Kaiv	I-O Lähd 1	I-O Lähd 2	I-T Lähd 1
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	7213920	7217839	7218215	7217454
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	502167	504502	500082	497682
Päivämäärä	7.6.2021	8.6.2021	8.6.2021	8.6.2021
Kellonaika	17.07	14.50	16.20	16.50
Veden lämpötila (°C)	11	9,3	8,6	6,5
pH	6,52	7,07	7,9	7,87
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	ES	ES	ES	ES
Redoxpotentiaali (mV)	ES	ES	ES	ES
Happipitoisuus (mg/l)	4,44	11,3	10,48	10,12
TOC (mg/l)	3,2	1,5	2,6	0,76
TIC (mg/l)	3,5	3,5	3,7	4,3
PO4-P (µg/l)	12	10	5,9	9,6
P (µg/l)	10	13	13	14
NO3-N + NO2-N (µg/l)	<5	35	11	25
N (µg/l)	150	190	140	72
SiO2 (mg/l)	4,2	12	11	13
NH4-N (µg/l)	<5	8,4	6	<5

ES = Ei saatavilla

Liite 32. Järvipisteiden näytetulokset heinäkuulta 2021.

Järven nimi	Marttisjärvi (MJ)	Pikku-Timonen (P-T)	Iso-Timonen (I-T)	Iso Olvasjärvi (I-O)
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	7214164	7213533	7215509	7219161
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	502878	497899	497658	501760
Päivämäärä	26.7.	26.7.	28.7.	27.7.
Kellonaika	10:00	17:30	10:30	14:15
Kokonaissyvyys (m)	1,08	0,9	0,79	2,63
Näytteenottosyvyys (m)	0,55	0,45	0,4	1,3
Veden lämpötila (°C)	20,6	23,4	23,3	18,1
pH	7,77	8,45	8,8	8,25
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	20,3	16,7	23,3	20,4
Redoxpotentiaali (mV)	237,3	148,5	116,4	48,6
Happipitoisuus (mg/l)	ES	ES	8,87	10,74
TOC (mg/l)	20	11	18	7,1
TIC (mg/l)	1,1	1	1,1	1,9
PO4-P (µg/l)	27	3,3	10	<3
P (µg/l)	120	31	100	96
NO3-N + NO2-N (µg/l)	<5	<5	<5	5,4
N (µg/l)	1200	660	1800	1700
SiO2 (mg/l)	0,6	0,81	0,74	3,1
NH4-N (µg/l)	<5	<5	<5	<5

ES = Ei saatavilla

Liite 33. Järvipisteiden näytetulokset heinäkuulta 2021.

Järvipisteen tunnistimenimi	MJ Lah 1	MJ Lah 2	I-O Lah 1	I-O Lah 2	I-T Lah 1	I-T Lah 2	P-T Lah 1
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	7214426	7213484	7219460	7218839	7215896	7214679	7213206
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	503382	503716	499834	500546	496621	497890	497543
Päivämäärä	26.7.	26.7.	27.7.	27.7.	28.7.	28.7.	26.7.
Kellonaika	11:15	13:25	12:50	11:15	12:40	13:20	17:20
Kokonaissyvyys (m)	0,7	1,18	1,95	1,39	0,7	0,47	83
Näytteenottosyvyys (m)	0,35	0,6	0,95	0,75	0,35	0,25	40
Veden lämpötila (°C)	20,5	20,2	20,4	20,6	24,2	26	23,8
pH	6,27	6,86	9,93	9,61	7,57	8,02	8,65
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	20,9	20,6	25,2	23,6	29,9	25	15,7
Redoxpotentiaali (mV)	154,6	171,4	86,1	115,8	152,1	130,2	114,5
Happipitoisuus (mg/l)	ES	ES	10,82	10,64	8,62	8,83	ES
TOC (mg/l)	20	20	7,2	7,2	23	18	11
TIC (mg/l)	1,3	1,2	1,5	1,5	1,5	1,4	1,3
PO4-P (µg/l)	25	25	9,3	12	11	18	<3
P (µg/l)	110	84	66	71	87	88	340
NO3-N + NO2-N (µg/l)	<5	5,4	<5	<5	<5	<5	5,3
N (µg/l)	1200	1100	1500	1500	1500	1800	2600
SiO2 (mg/l)	0,58	0,9	3,1	3	1	0,99	0,5
NH4-N (µg/l)	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5

ES = Ei saatavilla

Liite 34. Uomien näytetulokset heinäkuulta 2021.

Uoman tunnistimenimi	MJ Oja 3	MJ Oja 4	MJ Oja 7	MJ Oja 8	MJ Oja 9	MJ Oja 10	I-O Oja 5	I-O Oja 4	I-O Oja 3	I-O Oja 10
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	7213640	7213517	721344 4	ES	7215390	7215395	7219053	7218982	7218251	7218417
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	504963	504934	502420	ES	501887	501949	499759	499865	501154	502760
Päivämäärä	26.7.	26.7.	26.7.	26.7.	26.7.	26.7.	27.7.	27.7.	27.7.	27.7.
Kellonaika	12:40	13:00	13:55	ES	14:45	15:00	12:30	12:05	10:15	14:50
Veden lämpötila (°C)	19,7	19,3	20,3	ES	18,3	21,4	22,9	9,1	21,8	15,2
pH	7,42	7,29	8,24	ES	8,39	7,21	9,51	9,02	9,21	7,44
Sähkönjohtavuus (µS/m)	26,2	32,2	20,4	ES	25,1	22,9	20	28,8	20,1	27,4
Redoxpotentiaali (mV)	145,9	119,9	152,3	ES	115,8	146,7	187,2	121,6	139,8	101,7
Happipitoisuus (mg/l)	ES	ES	ES	ES	ES	ES	10,73	12,4	10,36	10,57
Virtaama 1 (oikea reuna)	syvyys: 1,27 m; virtaus: 0,01 m/s	syvyys: 1,1 m; virtaus: 0,01 m/s	ES	ES	syvyys: 1,09 m; virtaus: 0,01 m/s; syvyys: 1,3 m; virtaus: 0,02 m/s; leveys: 5 m	syvyys: 0,96 m; virtaus: 0,02 m/s	syvyys: 0,38 m; virtaus: 0,11 m/s	syvyys: 0,1 m; virtaus: 0,01 m/s	syvyys: 0,22 m; virtaus: no flow	syvyys: 0,47 m; virtaus: 0,01 m/s
Virtaama 2 (keskellä)	syvyys: 1,66 m; virtaus: 0,01 m/s; leveys: 6,5 m	syvyys: 1,05 m; virtaus: 0,01 m/s; leveys: 2 m	ES	ES	syvyys: 86 m; virtaus: 0,03 m/s; leveys: 1 m	syvyys: 0,46 m; virtaus: 0,12 m/s; leveys: 4 m	syvyys: 0,16 m; virtaus: 0,03 m/s; leveys: 2,5 m	syvyys: 0,22 m; virtaus: 0,01 m/s; leveys: 0,75 m	syvyys: 0,8 m; virtaus: 0,01 m/s or less; leveys: 3,2 m	syvyys: 0,8 m; virtaus: 0,01 m/s or less; leveys: 3,2 m
Virtaama 3 (vasen reuna)	syvyys: 1,14 m; virtaus: 0,05 m/s	syvyys: 1,1 m; virtaus: 0,01 m/s	ES	ES	syvyys: 1,11 m; virtaus: 0,02 m/s	syvyys: 0,86 m; virtaus: 0,01 m/s	syvyys: 0,5 m; virtaus: 0,1 m/s	syvyys: 0,1 m; virtaus: 0,03 m/s	syvyys: 0,19 m; virtaus: 0,01 m/s	syvyys: 0,78 m; virtaus: 0,01 m/s
TOC (mg/l)	21	23	20	ES	18	24	7,1	1,3	7,4	4,2
TIC (mg/l)	2,5	3,8	1,3	ES	1,6	1,5	1,5	3	1,7	3
PO4-P (µg/l)	180	170	28	ES	3,7	37	4,8	5,2	8,1	20
P (µg/l)	220	230	93	ES	160	89	70	11	84	50
NO3-N + NO2-N (µg/l)	15	9,9	<5	ES	7,4	9,3	5,3	<5	<5	52
N (µg/l)	1000	1200	1200	ES	2500	1000	1600	<50	1800	340
SiO2 (mg/l)	11	12	0,88	ES	0,83	2,2	3,1	11	3,6	11
NH4-N (µg/l)	7,3	32	<5	ES	<5	57	<5	<5	<5	<5

ES = Ei saatavilla

Liite 35. Uomien näytetulokset heinäkuulta 2021.

Uoman tunnistimenimi	I-T Oja 8	I-T Oja 7	I-T Oja 3	I-T Oja 4	I-T Oja 6	I-O Oja 9	I-O Oja 8	I-O Oja 7	MJ Oja 12
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	7215720	7216232	7215388	7215877	7216063	ES	7220221	7220060	7214722
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	498316	497835	496283	496361	496869	ES	501267	500062	503342
Päivämäärä	28.7.	28.7.	28.7.	28.7.	28.7.	ES	27.7.	27.7.	26.7.
Kellonaika	9:35	10:10	12:30	12:00	11:20	ES	13:50	13:30	10:30
Veden lämpötila (°C)	21,2	18,8	24	23,3	23,6	ES	11,3	15,7	16,1
pH	9,45	7,5	7,07	6,69	7,03	ES	7,03	6,7	7,64
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	25,1	32,3	36,9	34,1	32,5	ES	49,6	21,1	21,3
Redoxpotentiaali (mV)	166,6	127,2	134,7	161,5	138,5	ES	66,8	159,3	133,1
Happipitoisuus (mg/l)	8,77	5,5	7,33	7,8	8,2	ES	7,71	5,13	ES
Virtaama 1 (oikea reuna)	syvyys: 0,4 m; virtaus: 0,08 m/s	syvyys: 0,38 m; virtaus: no flow	syvyys: 0,46 m; virtaus: 0,01 m/s	syvyys: 0,4 m; virtaus: 0,01 m/s	syvyys: 0,64 m; virtaus: no flow	ES	syvyys: 6 cm; virtaus: 0,12 m/s		syvyys: 4 cm; virtaus: 0,07 m/s
Virtaama 2 (keskellä)	syvyys: 0,42 m; virtaus: 0,09 m/s; leveys: 2m	syvyys: 0,42 m; virtaus: 0,03 m/s; leveys: 1,1 m	syvyys: 0,51 m; virtaus: 0,00-0,01 m/s; leveys: 2,03 m	syvyys: 0,7 m; virtaus: 0,02 m/s; leveys: 2,45 m	syvyys: 0,57 m; virtaus: no flow; leveys: 0,7 m	ES	syvyys: 11 cm; virtaus: 0,45 m/s; leveys: 85 cm	syvyys: 2 cm; virtaus: 0,03 m/s; leveys: 30 cm	syvyys: 4 cm; virtaus: 0,03 m/s; leveys: 26 cm
Virtaama 3 (vasen reuna)	syvyys: 0,42 m; virtaus: 0,02 m/s	syvyys: 0,34 m; virtaus: 0	syvyys: 0,38 m; virtaus: 0,01 m/s	syvyys: 0,3 m; virtaus: 0	syvyys: 0,48 m; virtaus: 0	ES	syvyys: 6 cm; virtaus: 0,18 m/s		syvyys: 4 cm; virtaus: 0,01 m/s
TOC (mg/l)	18	5,1	21	23	23	ES	3,2	5,7	6,7
TIC (mg/l)	1,4	4,9	3	2,5	2,3	ES	5,5	3,1	1,8
PO4-P (µg/l)	10	19	20	11	10	ES	24	3,3	6,7
P (µg/l)	80	33	80	76	84	ES	36	13	28
NO3-N + NO2-N (µg/l)	<5	<5	6,4	<5	<5	ES	30	5,2	<5
N (µg/l)	1700	210	1400	1400	1400	ES	170	240	300
SiO2 (mg/l)	0,88	12	4,1	2,3	1,6	ES	16	9,8	9,4
NH4-N (µg/l)	<5	<5	<5	<5	34	ES	23	<5	<5

ES = Ei saatavilla

Liite 36. Pohjavesipisteiden näytetulokset heinäkuulta 2021.

Pohjavesipisteen nimi	MJ Kaiv	I-O Lähd 1	I-O Lähd 2	I-T Lähd 1	Por 11	Por 202
Pohjoiskoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	ES	7217839	7218215	7217454	7217661	7217931
Itäkoordinaatti (ETRS-TM35FIN)	ES	504502	500082	497682	504412	502721
Päivämäärä	ES	27.7.	27.7.	27.7.	27.7.	28.7.
Kellonaika	ES	15:35	16:43	17:11	16:00	14:18
Veden lämpötila (°C)	ES	6	7,8	6,2	7,8	10,9
pH	ES	7,75	7,51	7,21	8,06	6,77
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	ES	32,5	28,9	32,9	26,2	22,6
Redoxpotentiaali (mV)	ES	158,5	181,4	141,8	79	108,8
Happipitoisuus (mg/l)	ES	ES	ES	ES	ES	ES
TOC (mg/l)	ES	0,73	0,81	1,2	1,2	1,9
TIC (mg/l)	ES	3,5	3,5	4,2	1,2	2,6
PO4-P (µg/l)	ES	10	9,6	9,6	25	16
P (µg/l)	ES	12	18	15	24	10
NO3-N + NO2-N (µg/l)	ES	39	17	26	13	150
N (µg/l)	ES	57	500	70	170	370
SiO2 (mg/l)	ES	12	12	13	0,13	5,9
NH4-N (µg/l)	ES	<5	<5	<5	<5	78

ES = Ei saatavilla